

DISSERTATION

Einflussfaktoren der Quecksilber- und Selengehalte in Karpfen und Forellen aus österreichischer Aquakultur unter besonderer Berücksichtigung der spezifischen Fraßnahrungsketten

Dissertation
zur Erlangung des akademischen Grades
Doktor der Naturwissenschaften (Dr. rer. nat.)

eingereicht von
Mag. rer. nat. Gunnar Graber
Matr. Nr. 9145133
Dr.-Studium der Naturwissenschaften Zoologie (Stzw)

Betreuer: Univ. Prof. Dr. Karl J. Wittmann

Wien, August 2009

DANKSAGUNGEN

Ich möchte mich an dieser Stelle sehr herzlich bei all jenen bedanken, die am Zustandekommen dieser Arbeit beteiligt waren, insbesondere bei Herrn Univ. Prof. Dr. Karl J. Wittmann und Frau Priv.-Doz. Mag. Dr. Claudia Gundacker für die Betreuung dieser Arbeit und die Unterstützung meiner Person in vielen, vielen Momenten.

Besonderer Dank gilt den Förderstellen BMLFUW, BMGFJ und der NÖ. Landwirtschaftskammer.

Die ausgezeichnete Zusammenarbeit mit den Fischzüchtern (Christian Grünseid, Johann Haimel, Martin Kainz, Roland Wintersberger) hat ebenfalls in großem Maße zur Entstehung dieser Arbeit beigetragen.

Großen Dank möchte ich auch Herrn Univ. Prof. Dr. Roland Psenner von der Universität Innsbruck, Herrn Dr. Albert Jagsch vom Institut für Gewässerökologie, Fischereibiologie und Seenkunde in Scharfling und Herrn Univ. Prof. Dr. Alois Herzig von der Biologischen Station Neusiedler See aussprechen.

Bei Samar Kamel und Bernd Singer möchte ich mich für die Hilfe bei der Probennahme, dem Aufschluss der Proben und den Messungen bedanken.

Herrn Mag. Dr. Günther Komarnicki danke ich für die Bereitstellung seines großen Wissens bei diversen kleineren technischen Komplikationen.

Priv.-Doz. Dr. Michael Stachowitsch danke ich für die geistreichen Gespräche und seine optimistische Ausstrahlung die mich sehr motiviert haben.

Meinen Eltern und meinen Großeltern (Ilse und Margarete) möchte ich von ganzem Herzen danken, dass sie immer für mich da waren und mich in jeder nur erdenklichen Art und Weise unterstützt haben.

GEWIDMET ULLI

Abkürzungen

AAS	Atomabsorptionsspektrophotometrie
AKÖ	Aquakultur Österreich
BAF	Bioaccumulation Factor
Chl.-a	Chlorophyll a
CV-AAS	Cold vapor-AAS
DI	Darminhalt
DIC	Dissolved inorganic carbon
DOC	Dissolved organic carbon
ET-AAS	Elektrothermische AAS
FOR1	Forellenstandort 1
FOR2	Forellenstandort 2
FG	Frischgewicht
Hg	Quecksilber
KAR1	Karpfenstandort 1
KAR2	Karpfenstandort 2
IMP	Importware
MED	Median
MF	Muskelfleisch
MIN	Minimum
MAX	Maximum
MW	Mittelwert
nv	nicht verfügbar
PE	Polyethylen
Phäo	Phäophytin
SD	Standardabweichung
Se	Selen
Temp	Temperatur
TG	Trockengewicht
TIC	Total inorganic carbon
TOC	Total organic carbon
UPM	Umdrehungen pro Minute
WF	Wildfänge
WFÖ	Wildfänge Österreich

INHALTSVERZEICHNIS

1. EINLEITUNG

- 1.1. Das Nahrungsmittel Fisch
- 1.2. Fischverzehr in Österreich
- 1.3. Bedeutung von Quecksilber und Selen für die menschliche Gesundheit
- 1.4. Quecksilber und Selen in aquatischen Ökosystemen
- 1.5. Fragestellungen und Ziele des Projektes

2. MATERIAL UND METHODE

- 2.1. Untersuchte Spezies
 - 2.1.1. Forelle
 - 2.1.2. Karpfen
 - 2.1.3. Barsch, Reinanke, Hecht, Wels
- 2.2. Untersuchte Standorte
 - 2.2.1. Forellenstandort 1
 - 2.2.2. Forellenstandort 2
 - 2.2.3. Karpfenstandort 1
 - 2.2.4. Karpfenstandort 2
 - 2.2.5. Standorte Wildfänge
- 2.3. Marktproben
- 2.4. Beprobungszeiten
- 2.5. Abiotische Gewässerparameter
- 2.6. Probennahme und Probenlagerung
 - 2.6.1. Wasser, Schweb, Sediment
 - 2.6.2. Zooplankton, Benthos, Nekton
 - 2.6.3. Futtermittel
 - 2.6.4. Fische
- 2.7. Probenvorbereitung
- 2.8. Bestimmung von Trübe, Chlorophyll, TOC/TIC und DOC/DIC
- 2.9. Metallanalysen
- 2.10. Datenauswertung

3. ERGEBNISSE

- 3.1. Probenanzahl
- 3.2. Abiotische Gewässerparameter
 - 3.2.1. Forellenstandorte
 - 3.2.2. Karpfenstandorte
- 3.3. Wasser, Schweb und Sediment
- 3.4. Zooplankton
- 3.5. Benthos und Nekton
- 3.6. Futtermittel
- 3.7. Fische
 - 3.7.1. Forellenstandorte
 - 3.7.2. Karpfenstandorte
 - 3.7.3. Wildfänge und Marktproben

- 3.8. Anreicherung von Quecksilber und Selen in der Nahrungskette
- 3.9. Vergleich der Quecksilber- und Selengehalte in Zuchtfischen, Wildfängen und Marktproben
 - 3.9.1. Quecksilbergehalte
 - 3.9.2. Selengehalte
- 3.10. Geschlechtsspezifische Unterschiede
- 3.11. Selen-Quecksilberverhältnis in Fischen und Meeresfrüchten

4. DISKUSSION

- 4.1. Charakteristik der Forellen- und Karpfenstandorte
 - 4.1.1. Abiotische Gewässerparameter
 - 4.1.2. Quecksilber- und Selengehalte in Schweb, Sediment und Zooplankton
 - 4.1.3. Alter, Größe und Gewicht der Fische
 - 4.1.4. Quecksilber- und Selengehalte von Forellen und Karpfen
- 4.2. Einflussfaktoren der Quecksilber- und Selengehalte in Forellen und Karpfen
 - 4.2.1. Abiotische Gewässerparameter
 - 4.2.2. Alter, Größe und Gewicht der Fische
 - 4.2.3. Geschlecht
 - 4.2.4. Jahreszeit
- 4.3. Vergleich der Quecksilber- und Selengehalte von Forellen und Karpfen aus österreichischer Aquakultur mit Wildfängen und Marktproben
 - 4.3.1. Quecksilber
 - 4.3.2. Selen
 - 4.3.3. Wildfänge
- 4.4. Anreicherung von Quecksilber und Selen in seminaturalen aquatischen Nahrungsketten
 - 4.4.1. Quecksilber
 - 4.4.2. Selen
- 4.5. Selen-Quecksilber-Verhältnis
- 4.6. Forschungsperspektiven

LITERATUR

ABBILDUNGEN UND TABELLEN

ZUSAMMENFASSUNG

Daten zu Quecksilber- und Selengehalten in Forellen und Karpfen aus österreichischer Aquakultur waren nicht vorhanden. Zur Untersuchung von Quecksilber- und Selen-Bioakkumulation in Zuchtfischen wurden Forellen und Karpfen in vier österreichischen Zuchtbetrieben zwischen September 2006 und August 2008 mindestens je dreimal beprobt. Der Karpfenstandort 2 wurde zwischen April 2007 und November 2007 im Abstand von 10-15 Tagen insgesamt achtzehnmal beprobt. Zu jedem Beprobungszeitpunkt wurden abiotische Gewässerparameter erhoben sowie Wasser und Fische in unterschiedlichen Altersklassen beprobt. Je nach Standort wurden auch Sediment, Hydrophyten, Benthos- und Nektonorganismen und Zooplankton beprobt. Ergänzend wurden Wildfänge (Forelle, Karpfen, Barsch, Reinanke, Hecht, Wels) und Marktproben untersucht. Quecksilber- und Selengehalte wurden in insgesamt 965 Proben mittels CV-AAS (Quecksilber) und ET-AAS (Selen) analysiert.

Die Karpfenteiche waren im Vergleich zu Forellengewässern durch höhere organische Trübe, Primärproduktion und Zooplanktondichte charakterisiert. Zuchtkarpfen waren etwa doppelt so hoch mit Quecksilber belastet wie Zuchtforellen, aber alle Tiere wiesen Gehalte deutlich unter dem derzeitigen Grenzwert auf. Wildfänge zeigten höhere Quecksilber- und Selenwerte als Fische aus Aquakultur. Meeresfische waren am höchsten belastet, zwei Proben von Butterfisch lagen über dem Grenzwert.

In den untersuchten Gewässern wurde Quecksilber entlang der Nahrungskette angereichert. Standort, Spezies, Alter, Größe, Gewicht, Geschlecht und Jahreszeit beeinflussten die Quecksilberakkumulation in Zuchtfischen. Quecksilbergehalte in Jungforellen, teilweise auch in Jungkarpfen, waren signifikant höher als in älteren Tieren. Die Pelletfütterung und die Herkunft der Jungfische bedürfen einer genaueren Überprüfung. Insgesamt zeigte sich, dass die Quecksilber-Akkumulation entlang der Nahrungskette bei Forellen auf Grund der hohen Zufütterungsrate weniger bedeutsam ist als bei Karpfen. Bei Karpfen kommt dem autochthonen Futter höhere Bedeutung zu.

Es konnten keine Hinweise auf Selen-Bioakkumulation in Fischen aus Aquakultur und auch kein eindeutiger Hinweis auf eine Selen-Quecksilber-Interaktion gefunden werden. Die Selengehalte in Meeresfischen waren deutlich höher als in heimischen Fischen, allerdings war auch deren Quecksilberbelastung deutlich höher. Forellen wiesen ein günstigeres Selen-Quecksilber-Verhältnis auf als Karpfen.

ABSTRACT

Data on mercury and selenium contents of cultured trout and carp were not available in Austria. A total of 965 samples were collected between September 2006 and August 2008 at four sampling sites. Sites were visited at least three times. At carp sampling site no. 2, we collected samples eighteen times in the period between April 2007 and November 2007. At each sampling date we recorded abiotic water parameters and collected water samples as well as fish of various age. If possible, we collected furthermore sediment, hydrophytes, macroinvertebrates, and zooplankton. In addition, market samples and wild fish samples were collected. All samples were analysed by Atomic Absorption Spectrophotometry (total mercury: cold vapour-AAS; selenium: ET-AAS).

Carp ponds showed higher organic turbidity, primary production and zooplankton density than sampling sites of trouts. Cultured carps had doublefold higher mercury contents than cultured trouts. The mercury contents of trouts and carps were clearly below the current regulatory guideline. Wild fish showed significantly higher mercury levels than cultured fish. Marine fish were the most highly contaminated; two butterfish samples reached levels beyond the regulatory guideline.

We found strong evidence for mercury bioaccumulation along the food chain. Overall, the food chain of farmed trouts mainly fed by commercial food is comparably shorter than the food chain of farmed carps feeding also on zooplankton and macroinvertebrates. Sampling site, species, age, length, weight, gender, and season modified mercury accumulation in farmed fish. Young trouts and in part also young carps displayed significantly higher mercury levels than older animals. The pellet feeding and the origin of young fish require further investigation.

No evidence was given for selenium bioaccumulation and selenium/mercury interaction in farmed fish. Selenium and mercury content of marine fish was markedly higher compared to fish cultured in Austrian waters. Trouts showed higher selenium to mercury ratio than carps.

1. EINLEITUNG

Wasser spielt im Ökosystem eine entscheidende Rolle, da alle wesentlichen Lebensvorgänge von dem Vorhandensein von Wasser abhängig sind. Österreich ist eines der wasserreichsten Länder Europas. Die Wasserflächen in Österreich prägen nicht nur das Landschaftsbild und spielen eine wichtige Rolle im Tourismus, sondern sie erfüllen auch eine wichtige Aufgabe für Wirtschaft und Industrie.

Bei keinem anderen Rohstoff gibt es so viele unterschiedliche Formen der Nutzung, die von Nutz- und Brauchwasserversorgung bis hin zur Schifffahrt, Wasserkraftgewinnung und Fischerei reichen. Die Fischerei spielt in Österreich nicht nur eine bedeutende Rolle für den Tourismus sondern auch für die kommerzielle Nutzung.

Forellen und Karpfen stellen den Hauptanteil der in Österreich gezüchteten Arten dar. Die österreichische Produktion betrug 2001/02 3.000 Tonnen, was einem Selbstversorgungsgrad von 6% entspricht. (Österreichischer Ernährungsbericht 2003)

1.1. Das Nahrungsmittel Fisch

Fisch ist eine wertvolle Quelle hochwertiger Eiweiße, Mineralstoffe und Vitamine. Zusätzlich sind in fettreichem Fisch mehrfach ungesättigte Omega 3-Fettsäuren wie die langkettigen Fettsäuren Docosahexaensäure (DHA) und Eicosapentaensäure (EPA) enthalten, die gesundheitsfördernde Wirkungen haben; Forelle und Karpfen zählen zu den mittelfetten Fischen (Fettgehalt bis 10%). Darüber hinaus sind Fisch und Fischprodukte wie auch Krebs- und Weichtiere sehr gute Selenquellen. Die durchschnittliche Tagesdosis eines Erwachsenen kann bereits mit einer einzigen Fischportion gedeckt werden. Nicht nur bezüglich Selenversorgung ist die Empfehlung für einen einmal wöchentlichen Fischkonsum wünschenswert und vertretbar. Fisch und Meerestiere enthalten darüber hinaus große Mengen an Jod und die Vitamine A, E, und B. Insbesondere als Vitamin D-Quelle ist Fisch in der menschlichen Ernährung unverzichtbar. Allerdings kann der Mensch durch denselben Fisch aber auch erhebliche Mengen an Schadstoffen, vor allem Quecksilber und organische Schadstoffe zu sich nehmen. Das Ausmaß der jeweiligen Anteile im Fisch variiert in Abhängigkeit von der Stellung in der Nahrungskette, dem Lebensraum, der Ernährungsweise und dem Alter des Fisches.

1.2. Fischverzehr in Österreich

Österreich liegt mit seinem pro Kopf Verbrauch von ca. 6 kg (entspricht einem Verzehr von 3 Fischmahlzeiten oder 450 g Fisch pro Monat) im europäischen Hinterfeld (Österreichischer Ernährungsbericht 2003). Hingegen werden in Deutschland 15 kg, weltweit durchschnittlich 16 kg Fisch pro Jahr und Kopf konsumiert (Fischinformationszentrum Deutschland 2006). Anhand dieser Daten lässt sich ein Steigerungspotential für den Fischverzehr im Binnenland Österreich erkennen. Insgesamt scheint der Fischkonsum in Österreich in den letzten Jahren gestiegen zu sein. Die Importlisten der Statistik Austria aus 2002 besagen, dass in Österreich bevorzugt Thunfisch (v.a. Dosenfisch), „Fischfilet“ (ohne nähere Angabe), Hering, Forelle, Dorsch, Scholle und Lachs gegessen werden (Reihung nach Importmenge).

Aus ökologischer bzw. ökotoxikologischer Sicht sprechen verschiedene Faktoren gegen den Konsum von Meeresfisch. Im Sinne einer ökologisch bewussten Ernährung sollten vorzugsweise regionale Produkte konsumiert werden, da dies lange Transportwege und damit einhergehende Umweltbelastungen vermeidet. Ein weiteres hinlänglich bekanntes Problem stellt die Überfischung der Meere dar (e.g. Cardinale et al. 2004, Bearzi et al. 2006). Nach Schätzungen der FAO (Food and Agriculture Organization) gelten 25% der wichtigsten Fischbestände als überfischt oder bereits erschöpft, 52% gelten als am biologischen Limit befischt, 23% werden als moderat oder gering befischt bezeichnet. Worm (2006) warnte vor dem Zusammenbruch der kommerziellen Ozeanfischerei zur Mitte dieses Jahrhunderts. Die Zunahme von Fischprodukten aus marinen Aquakulturen ist zwar für die Bestände freilebender Arten von Vorteil, birgt jedoch auch Probleme. Rodenberg (2004), Nash (2003), und Noakes et al. (2000) weisen auf die Problematik gezüchteten Lachses hin. Nicht nur die Kreuzung von aus Zuchtbetrieben entkommenen Lachsen mit Wildbeständen stellt ein Problem dar, auch der erhöhte Einsatz von Medikamenten, v.a. von Antibiotika wird kritisch betrachtet.

Zusätzlich bedenklich ist die höhere Kontamination bestimmter Meeresfische im Vergleich zum Süßwasserfisch. Höchstgehalte an Quecksilber in Thunfisch oder Schwertfisch wurden in internationalen Studien (Licata et al. 2005; Legrand et al. 2005) bzw. in einer der Vorarbeiten zur vorliegenden Studie (Graber 2006; Diplomarbeit Universität Wien) bestätigt. Aus toxikologischer Sicht stellt der Verzehr von Fischen mit erhöhter Quecksilberkonzentration kein Risiko dar, solange sicher gestellt ist, dass diese Produkte nicht öfter als einmal wöchentlich gegessen werden (Mendez et al. 2001).

1.3. Bedeutung von Quecksilber und Selen für die menschliche Gesundheit

Quecksilber ist ein ubiquitäres, potentiell hochtoxisches Schwermetall, das vom Menschen hauptsächlich über die Nahrung (Fischverzehr), die Atemluft und aus Amalgamfüllungen aufgenommen wird. Bei entsprechender Exposition werden insbesondere das zentrale Nervensystem und die Niere geschädigt. Weitere Krankheitsbilder, die mit Quecksilberbelastung assoziiert werden, sind Erkrankungen des Herzkreislaufsystems (Stern 2005), Störungen des Immunsystems (Silva et al. 2005), Lernschwächen, Aufmerksamkeitsdefizit-Hyperaktivitätsstörung (Schettler 2001, Stein et al. 2002), Autismus (Bernard et al. 2001) und neurodegenerative Erkrankungen wie Morbus Alzheimer (Leong et al. 2001). Die Toxikologie bewertet die Wirkung des organischen Methylquecksilbers aufgrund seiner spezifischen Anreicherung im Gehirn als noch problematischer als die der übrigen Quecksilberverbindungen, insbesondere für den sich entwickelnden Fetus. Im Zuge neuer Erkenntnisse über mögliche Schadwirkungen wurde der Methylquecksilber-Grenzwert für die wöchentlich duldbare Aufnahme (PTWI) nach unten revidiert (FAO/WHO, Juni 2003). In Österreich weisen etwa 4% der Bevölkerung erhöhte Quecksilberwerte auf (Gundacker et al. 2002, Gundacker et al. 2006). Fische entgiften Quecksilber weitgehend durch Einbau in das Muskelgewebe, welches der Mensch als Endkonsument verzehrt. Küstenbewohner, die sich fast ausschließlich von marinen Fischen und Säugern ernähren, wie z.B. die Inuit in Grönland weisen weltweit einen der höchsten Quecksilbergehalte auf (Hansen 2000).

Das essentielle Spurenelement Selen ist Bestandteil von Enzymen, z.B. der Glutathionperoxidase, dem zentralen Molekül im antioxidativen Stoffwechsel oder anderer Selenoenzyme etwa der Schilddrüse. Das Glutathionsystem stellt aufgrund

seiner Funktion als Radikalfänger einen wirksamen Schutzmechanismus gegen reaktive Metabolite dar; es ist also auch in Metall-Entgiftungsprozesse involviert. Selen ist der vermutlich wichtigste Quecksilber-Antagonist, da es Quecksilber in Form eines Proteinkomplexes binden und dadurch dem Stoffwechsel entziehen kann. Selengehalte in pflanzlichen und damit auch in tierischen Nahrungsmitteln hängen wesentlich vom Selengehalt des Bodens ab. Über die Ernährung mit Fisch resorbiert der Mensch größere Mengen Selen als über die Aufnahme anorganischer Selenverbindungen oder Selenhefe (Fox et al. 2004). Die tägliche Selenversorgung beträgt hierzulande 35 µg/Tag (Pfannhauser 1992), empfohlen wird die Aufnahme von 55 µg/Tag (WHO 2004, RDA: recommended dietary allowance). Sowohl eine Unter- als auch Überversorgung mit Selen kann die menschliche Gesundheit schädigen, wobei die Selenversorgung in Europa generell als niedrig bezeichnet werden muss (Rayman 2000). Epidemiologische Studien weisen auf einen Zusammenhang zwischen niedriger Selen-Aufnahme und erhöhtem Risiko für Herzmuskelerkrankung, Arteriosklerose und Krebsentstehung hin. In Meta-Analysen zeigte sich Selen als Schutzfaktor vor einigen Krebserkrankungen (Jacobs et al., 2004; Dagnelie et al., 2004).

1.4. Quecksilber und Selen in aquatischen Ökosystemen

Im Vergleich zur Gesamtmenge an Quecksilber, die in den Sedimenten gespeichert ist, gelangt zwar nur eine geringe Menge in den biologischen Kreislauf. Das anorganische Quecksilber in den Sedimenten wird aber durch mikrobielle Aktivität methyliert und als hoch bioverfügbares organisches Methylquecksilber freigesetzt. Diese stabile, wasserlösliche Form begünstigt die Anreicherung entlang der Nahrungskette über mehrere trophische Niveaus. Hinlänglich bekannt ist, dass Endkonsumenten der marinen Nahrungsketten, also Raubfische wie Hai, Schwertfisch oder Thunfisch bedenklich hohe Konzentrationen akkumulieren. Der auch in Österreich gültige Grenzwert (EG Nr. 1881/2006) ist für diese hoch kontaminierten Spezies mit 1 mg/kg dementsprechend höher angesetzt als für alle anderen Spezies (0,5 mg/kg). Bedeutend weniger Wissen ist zu den Anreicherungsvorgängen auf niedrigeren trophischen Niveaus bzw. in limnischen Nahrungsketten vorhanden. Gyimesi (2006; Diplomarbeit Universität Wien) stellte fest, dass es selbst innerhalb der relativen kurzen Nahrungsketten im marinen Seegras-Ökosystem zur Anreicherung von Quecksilber und Selen kommt. Bisher konnte kein Zusammenhang zwischen dem Anteil des anthropogenen Quecksilbers in der Atmosphäre und der Menge an Methyl-Quecksilber in aquatischen Nahrungsnetzen gefunden werden. Kanadische Wissenschaftler (Orihel et al. 2006) konnten nachweisen, dass bei geringerem Eintrag über das Regenwasser die Methylquecksilberproduktion in Seen reduziert wird. Kamman et al. (2005) stellten fest, dass der Trophiegrad der Gewässer die Quecksilbergehalte in Flussbarschen bestimmt, auch die Nähe zu landwirtschaftlich genutzten Flächen dürfte eine Rolle spielen. Kamman et al. (2005c) zeigten in einer großräumigen Untersuchung in Nordamerika, dass die geographische Lage der Gewässer, der Gewässertyp und die Wassermasse die Quecksilbergehalte in Fischen determinieren.

1.5. Fragestellungen und Ziele des Projektes

Diese Studie diene der Erhebung von Basisdaten zur Quecksilber- und Selenakkumulation in seminaturalen aquatischen Nahrungsketten. Dazu lagen bislang keine Daten in Österreich vor. Im Besonderen wurden folgende Fragestellungen untersucht:

(1) Welche Schadstoffkonzentrationen zeigen die untersuchten Fische? Werden toxikologisch bedenkliche Werte erreicht? Wie hoch ist der österreichische Fisch im Vergleich zu importierten Forellen/Karpfen bzw. Meeresfisch belastet?

(2) Welche Faktoren beeinflussen die Quecksilber- und Selenakkumulation in Fischen?

(3) Werden Quecksilber und Selen entlang der Nahrungskette über mehrere trophische Niveaus angereichert? Analysiert wurden dazu Quecksilber- und Selengehalte in Filtrat, Gesamttrübe, Feinsediment ($<50\mu\text{m}$), Futtermittel, Hydrophyten, Benthos, Nekton und Zooplankton. Korrelieren Quecksilber- und Selengehalte von Muskelfleisch und Darminhalt? Sind Quecksilber- und Selengehalte der Organismen mit Umgebungskonzentrationen assoziiert?

(4) Welches Quecksilber/Selen-Verhältnis weisen Forellen und Karpfen aus österreichischer Aquakultur auf? Unterscheidet es sich von anderen Fischarten? Welche Rolle spielt Selen bei der Quecksilberakkumulation?

2. MATERIAL UND METHODE

2.1. Untersuchte Spezies

2.1.1. Regenbogenforelle (*Oncorhynchus mykiss*)

Die ursprünglich in Europa beheimatete Bachforelle (*Salmo trutta forma fario* LINNAEUS 1758) ist in der Vergangenheit durch einen starken künstlichen Besatz mit der aus Amerika stammenden Regenbogenforelle (*Oncorhynchus mykiss* WALBAUM 1792) erheblich zurückgedrängt worden. Regenbogenforellen stellen geringere Ansprüche an die Wasserqualität und sind schnellwüchsiger. Es ist umstritten, ob die Bachforelle dadurch verdrängt werden kann. Sie wird heute mit annähernd gleichem Erfolg wie die Regenbogenforelle teichwirtschaftlich produziert und auch zum Wiederbesatz in Gewässern verwendet. Zum Schutz der heimischen Fischarten ist der Besatz mit fremden Arten seit einigen Jahren eingeschränkt. An beiden Forellenstandorten wurden nahezu ausschließlich Regenbogenforellen besammelt.

In freier Wildbahn ernähren sich Forellen, abhängig von ihrem Entwicklungsstand, hauptsächlich von Insekten und von im Wasser lebenden Insektenlarven und kleinen Fischen. In der Forellenzucht wird praktisch ausschließlich künstlich hergestelltes Futter (sogenannte Pellets) verwendet. Pelletfutter besteht im Wesentlichen aus gepresstem Fischmehl, Blutmehl, Fischöl und einem meist pflanzlichem Bindemittel.



Abbildung 1. Regenbogenforelle (*Oncorhynchus mykiss*).

2.1.2. Karpfen (*Cyprinus carpio*)

Die in dieser Studie untersuchten Karpfen waren hauptsächlich Schuppenkarpfen, seltener Spiegelkarpfen. Ursprünglich stammt der Karpfen aus Asien, die Römer brachten ihn nach Europa. Im Mittelalter wurden Karpfen zunehmend in Teichen gehalten. Der Karpfen ist deswegen wesentlicher Bestandteil der Esskultur des Mittelalters

Karpfen gedeihen auch in Wasser mit niedrigem Sauerstoffgehalt und sind daher prädestiniert für eine Zucht in flachen Teichen. Einzelne Klöster und Adelige besaßen zum Teil sehr weitläufige Teichwirtschaften, in denen diese Fische für die Fastenzeit herangezogen wurden. Die Spuren dieser Teichanlagen prägen bis heute Teile der europäischen Landschaft und sind Indiz für die Bedeutung von Süßwasserfischen in der mittelalterlichen Ernährung.

Karpfen zählen zu den Cypriniden und bewohnen langsam fließende sowie stehende, vegetationsreiche und weichgründige Gewässer. Sie durchwühlen Sediment nach wirbellosen Kleintieren und Pflanzenteilen, zur Nahrung zählen aber auch größere Planktonorganismen wie Wasserflöhe. In der Aquakultur werden hauptsächlich Schuppen- und Spiegelkarpfen gezüchtet. Der Schuppenkarpfen (*Cyprinus carpio* LINNAEUS 1758) ist charakterisiert durch ein vollständiges Schuppenkleid, eine hochrückige Form und einen leicht abgesetzten Kopf. Spiegelkarpfen (*Cyprinus carpio morpha noblis*) sind durch den Besitz weniger, größerer, metallisch glänzender Schuppen charakterisiert, die unregelmäßig an den Körperseiten verteilt sind. Vom Kopf bis zum Schwanz verläuft am Rücken meist eine durchgehende Reihe von Schuppen, und auch der Schwanzstiel ist beschuppt.



Abbildung 2. Schuppenkarpfen (*Cyprinus carpio*).

2.1.3. Barsch, Reinanke, Hecht, Wels

Weitere in dieser Studie untersuchte Arten waren Flussbarsch (*Perca fluviatilis* LINNAEUS 1758, Percidae), Reinanke (*Coregonus sp* LINNAEUS 1758., Salmonidae), Hecht (*Esox lucius* LINNAEUS 1758, Esocidae) und Wels (*Silurus glanis* LINNAEUS 1758, Siluridae).



Abbildung 3. Flussbarsch (*Perca fluviatilis*).

Der Flussbarsch kommt in den meisten Gewässern vor und ernährt sich abhängig von seinem Entwicklungsstand von Zooplankton, Insektenlarven und jungen Fischen.

Die Reinanke zählt in der Familie der Forellenfische zur artenreichsten Gruppe. Im deutschen Sprachraum werden unterschiedliche Bezeichnungen für

diesen Fisch verwendet (Reinanken, Renken, Felchen, Coregonen, , Maränen). Die Fische ernähren sich von Plankton und Insektenlarven. In Österreich ist dieser beliebte Speisefisch in den Seen im Salzkammergut häufig vertreten. Die in dieser Studie untersuchten Individuen stammen aus dem Fuschlsee.



Abbildung 4. Reinanke (*Coregonus sp.*).

Hechte sind eine Gattung spindelförmiger Raubfische, die in Europa, Nordamerika und Nordasien verbreitet sind. Sie leben räuberisch und ernähren sich von anderen Fischen, Fröschen, Molchen und gelegentlich sogar Krebsen. Die untersuchten Tiere stammen aus dem Neusiedlersee und der Lobau.



Abbildung 5. Hecht (*Esox lucius*).

Der Wels ist ein großer, in weiten Teilen Mittel- und Osteuropas verbreiteter Fisch. Welse haben einen lang gestreckten Körper und einen breiten flachen Kopf mit weitem Maul, zwei langen Barteln am Oberkiefer und vier kürzeren am Unterkiefer.

Sie können bis zu achtzig Jahre alt werden und erreichen eine Länge von bis zu zwei Metern. Der größte jemals gefangene Wels erreichte eine Länge von 251 cm und ein Gewicht von 117 kg. Welse sind hauptsächlich nachtaktiv und ernähren sich von Fischen und Krebstieren. Größere Exemplare fressen auch Wasservögel und kleine Säuger. Das untersuchte Tier stammt aus dem Neusiedlersee.



Abbildung 6. Wels (*Silurus glanis*).

2.2. Untersuchte Standorte

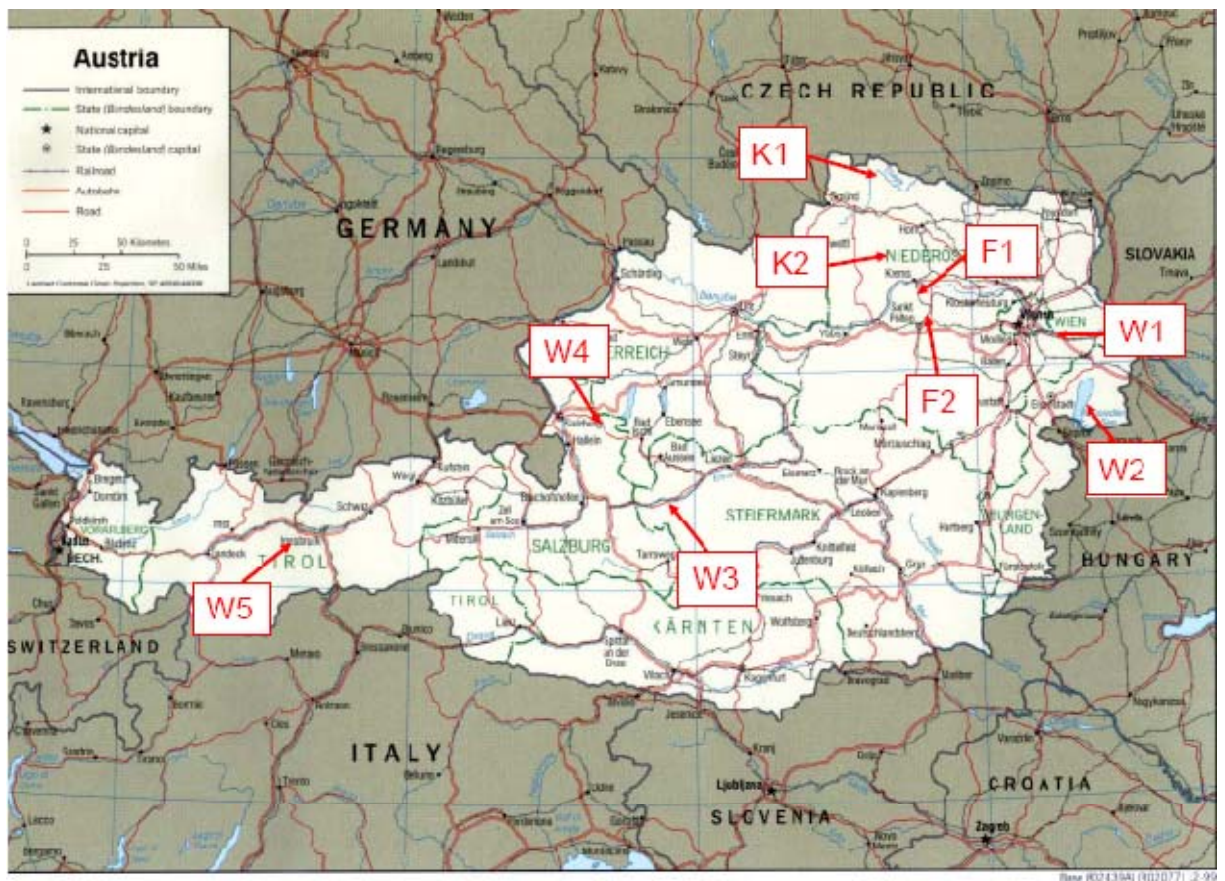


Abbildung 7. Untersuchte Standorte in Österreich. K1: Waidhofen/Thaya (NÖ), K2: Gföhl (NÖ), F1: Traismauer (NÖ), F2: Pottenbrunn (NÖ), W1: Kühwörtherwasser (Untere Lobau, Wien), W2: Neusiedlersee (Burgenland), W3: Untertal Rohrmoos (Steiermark), W4: Fuschlsee (Salzburg), W5: Gossenköllesee (Tirol).

2.2.1. Forellenstandort 1

Dieser Forellenzuchtbetrieb liegt in Niederösterreich, südlich der Donau in der Nähe von Traismauer und verfügt über 1,5 ha Wasserfläche. Der Betrieb befindet sich am Rand eines Mischwaldes und wird an allen Seiten von Feldern begrenzt. Die Tiere werden sowohl in einem Naturkanal als auch in Naturbecken gehalten. Der Naturkanal hat einen kiesigen Untergrund, das Bachbett hat eine durchschnittliche Breite von 4 Metern und eine Tiefe von durchschnittlich 70 Zentimetern. Tiere unterschiedlicher Größe werden dabei durch Maschengitter voneinander getrennt. Das Gewässer wird aus einer Quelle mit ca. 150 Liter Wasser pro Sekunde versorgt. Die Tiere werden mit handelsüblichem Pelletfutter gefüttert, welches händisch eingebracht wird.



Abbildung 8. Forellenbach Standort 1.

2.2.2. Forellenstandort 2

Dieser Betrieb liegt in Niederösterreich südlich der Donau in der Nähe von Pottenbrunn und verfügt über ca. 6,5 ha Wasserfläche. Der Wasserzulauf erfolgt über eine Quelle die unweit des Betriebes entspringt. Die Haltung der Tiere erfolgt in Natur- als auch in Betonbecken. Die Tiere werden mit handelsüblichem Pelletfutter gefüttert. Die Böden der Naturbecken sind mit Schotter bedeckt, die Betonbecken sind komplett ausbetoniert und weisen stellenweise Algenbewuchs an den Rändern auf. Die Tiere werden bei der Ernte mittels Elektroschock getötet.



Abbildung 9. Forellenbecken Standort 2

2.2.3. Karpfenstandort 1

Der Karpfenzuchtbetrieb liegt in Niederösterreich, im nördlichen Waldviertel. Der Betrieb hat 36 Teiche mit einer Wasserfläche von ca. 200 ha. Die ausgewählten Karpfenteiche zeichnen sich durch nahezu natürliche Verhältnisse aus, die Tiere werden in für den Bestand ausreichend großen Teichen gehalten und nur nach Bedarf gefüttert (siehe 2.6.3 Futtermittel).



Abbildung 10. Großer Teich Karpfenstandort 1.

Die Teiche haben unterschiedliche Wasserfläche und Tiefe. Die meisten der an diesem Standort untersuchten Tiere stammen aus dem größten Teich dieses Betriebes. Dieses Gewässer ist zu $\frac{3}{4}$ von natürlichem Baumbestand umgeben, an einer Seite grenzt das Gewässer an eine Bundesstrasse von welcher es durch einige Baumreihen getrennt wird. Das untersuchte Gewässer ist an seiner tiefsten Stelle drei Meter tief und weist einen schlammigen Untergrund auf. Die Uferregionen sind zu einem großen Teil von einem Schilfgürtel begrenzt, der direkt in den Baumbestand übergeht. Der restliche Teil der Uferregion besteht aus Wiesenflächen und auf einer Länge von 20 Metern aus einer betonierten Mauer. Ein Teil der

Teichflächen besteht aus so genannten Dubischteichen, wo die Karpfenbrut großgezogen werden kann.

Die Teiche werden im Frühjahr und Herbst mit Zugnetzen vollkommen abgefischt. Dabei wird das Wasser der Teiche durch den so genannten Mönch in Intervallen abgelassen. Die entleerten Teiche werden je nach Witterung und klimatischen Gegebenheiten nach der Abfischung mit Wasser aus einem nahen Bach und Wasser aus höher gelegenen Karpfenteichen wieder aufgefüllt.

2.2.4. Karpfenstandort 2

Dieser Standort liegt in der Nähe der Waldviertler Stadt Gföhl in Niederösterreich. Es handelt sich um einen Biobetrieb. Das bedeutet, es darf nur Getreide aus kontrolliertem, regionalem Anbau als Futtermittel für die Karpfen verwendet werden. Die Verwendung von Pelletfutter ist untersagt.

An diesem Standort wurden alle untersuchten Karpfen aus dem größten Teich des Betriebes entnommen. Das Gewässer hat eine Wasserfläche von 4,5 ha und ist an drei Seiten von Mischwald umgeben, der teilweise bis in das Wasser reicht. An einer Seite führt eine wenig befahrene Strasse vorbei, die hauptsächlich von landwirtschaftlichen Nutzfahrzeugen befahren wird. An drei Stellen ist ein direkter Zugang zu dem Gewässer möglich, wobei diese Flächen aus Wiesen bestehen. Alle übrigen Uferregionen sind von Schilfgürteln bewachsen. Das Sediment des Gewässers ist überwiegend grobkörnig, nur in der tieferen, mittig gelegenen Zone des Teiches besteht der Untergrund aus Schlamm.

Auch dieser Teich wird am Jahresende abgefischt, wobei das Wasser durch einen Mönch langsam abgelassen wird und die Tiere durch große Zugnetze an einer tieferen Stelle am Ufer zusammengetrieben werden, wo die Fische durch Kescher abgefischt werden. Der entleerte Teich wird nach vollständiger Entnahme der Fische mit Wasser aus einem ebenfalls zu diesem Betrieb gehörenden, höher gelegenen Teich und einem Bach wieder aufgefüllt.



Abbildung 11. Großer Teich Karpfenstandort 2.

2.2.5. Standorte Wildfänge

Kühwörtherwasser

Das Kühwörtherwasser liegt im Teil der Unteren Lobau. Die Lobau erstreckt sich süd-östlich von Wien und ist der nord-westlichste Abschnitt des Nationalpark Donau-Auen. Der Hauptarm des Gewässersystems der Unteren Lobau ist das ehemalige Hauptgerinne der Donau. Seit der Donauregulierung um 1875 ist das gesamte Gewässersystem von durchströmenden Hochwässern abgeschnitten. Direkter Eintrag von Donauwasser erfolgt daher ausschließlich durch rückstauende Hochwässer über die einzig verbliebene oberflächige Verbindung am Schönauer Schlitz.



Abbildung 12. Kühwörtherwasser (Untere Lobau).

Das Kühwörtherwasser ist durch mit Schilf bewachsene Uferzonen, an die dichter Baumbestand anschließt, charakterisiert. Die Wassertiefe schwankt je nach Wasserstand zwischen ein und maximal fünf Metern. Der Gewässergrund ist großteils schlammig. Der Fischbestand setzt sich aus Karpfen, verschiedensten Cypriniden, Hechten, Barschen und Welsen zusammen. Die Tiere wurden mit Angelruten und Köder (Mais) gefangen.

Gossenköllesee

Der Gossenköllesee liegt auf einer Höhe von 2.417 Metern in den Stubaier Alpen. Der hier befindliche Biosphärenpark ist mit 85 Hektar das kleinste UNESCO-Gebiet weltweit. Es umfasst lediglich den See und sein Einzugsgebiet. 1975 wurde an seinem Ufer die Limnologische Forschungsstation Kühtai errichtet, zwei Jahre später erfolgte die Ausweisung als Biosphärenpark. Biosphärenparks wurden von der UNESCO 1976 eingeführt. Sie sollen dazu beitragen, in allen Teilen der Welt großflächige, repräsentative Ausschnitte von Natur- und Kulturlandschaften zu erhalten.

Der 1,7 Hektar große und durchschnittlich 4,6 Meter tiefe Gossenköllesee liegt in der alpinen Zone der Stubaier Alpen und damit über der Baumgrenze. Felsformationen und Moränenhügel prägen die Landschaft rings um den See. Nur 10 Prozent des Einzugsgebietes sind mit dünnen Böden bedeckt. Hier wächst eine spärliche Vegetation mit Flechten und typischen Vertretern der alpinen Rasen und

Zwergstrauchheiden. Die Eisbedeckung des Gossenköllesees dauert meistens von Anfang November bis Ende Juni.



Abbildung 13. Gossenköllesee (Tirol).

Um das Jahr 1500 veranlasste Kaiser Maximilian I., viele Tiroler Bergseen mit Donau-Bachforellen und Saiblingen zu besetzen. Eine Untersuchung von Dr. Steven Weiss ergab, dass mittlerweile praktisch alle dieser Populationen Mischformen sind, deren Gene sowohl atlantische als auch danubische Herkunft aufweisen. Eine Ausnahme bilden jedoch die Forellen am Gossenköllesee, die ausschließlich aus dem Donaueinzugsgebiet stammen. Die in diesem Gewässer heimischen Forellen gehören zu der seltenen Spezies der „Urforellen“ die eine wertvolle Ausgangsbasis zur Erhaltung unserer Bachforellen darstellen. Die Tiere wurden mit Fliegenrute und Trockenfliege als Köder gefangen.



Abbildung 14. Braune Forelle.

Untertalbach

Der Untertalbach liegt südlich von Schladming in der Steiermark. Das Gewässer hat eine Länge von 7,5 km und eine durchschnittliche Breite von 12 m. Der Bach wird von Schmelzwasser gespeist und schlängelt sich durch eine Hochmoorlandschaft. Der Fischbestand setzt sich aus Bachforellen und Bachsaiblingen zusammen. Die untersuchten Tiere wurden mit Fliegenrute und Trockenfliege gefangen.



Abbildung 15. Untertalbach (Steiermark).

Neusiedler See

Der Neusiedler See ist neben dem Plattensee einer der wenigen Steppenseen Europas und liegt sowohl auf dem österreichischem als auch auf dem ungarischen Staatsgebiet. Die Seefläche beträgt je nach Wasserstand durchschnittlich 320 km^2 , wovon 240 km^2 in Österreich liegen. Damit ist der Neusiedler See der größte See Österreichs. Die Hauptausdehnung in nord-südlicher Richtung beträgt 36 km, die Breite zwischen 6 und 14 km. Der See ist fast vollständig von einem Schilfgürtel umgeben und ist nach dem Donaudelta das größte zusammenhängende Schilfgebiet Europas.

Der Fischbestand setzt sich aus Hecht, Zander, Wildkarpfen, Wels, Barsch und verschiedensten Weißfischen zusammen. Die untersuchten Fische (Wels, Hecht) wurden von einem örtlichen Fischer mit einem Netz gefangen.



Abbildung 16. Neusiedler See (Burgenland)



Abbildung 17. Neusiedler See (Burgenland)

Fuschlsee

Der Fuschlsee ist 2,7 km² groß, hat eine maximale Tiefe von 65 Metern und liegt auf 664 Metern Seehöhe. Er befindet sich im östlichen Flachgau, gehört zum Salzkammergut und ist Landschaftsschutzgebiet.

Fischereilich gesehen ist der Fuschlsee ein typisches Voralpengewässer mit nährstoffarmem und sauerstoffreichem Wasser, mit den Hauptfischen Reinanken und Seesaiblingen. Neben den bereits genannten Fischarten kommen zusätzlich Seeforellen, Hechte, Karpfen, Schleien, Aale, Barsche und verschiedenste Weißfische vor. Die in dieser Studie untersuchten Tiere (Reinanken, Barsche) wurden von Mitarbeitern der Ökostation Scharfling (Wolfgangsee) im Zuge einer Fischbestandserhebung mit Stellnetzen gefangen und zur Verfügung gestellt.



Abbildung 18. Fuschlsee (Salzburg)



Abbildung 19. Fuschlsee (Salzburg)

Thaya

Die Thaya ist ein Nebenfluß der March, hat eine Länge von 235,4 km und einen stark gewundenen Verlauf. Sie verläuft zu einem großen Teil an der Staatsgrenze zwischen Österreich (Niederösterreich) und Tschechien (Mähren). Die in dieser Studie untersuchten Tiere (Karpfen) stammen aus der Thaya bei Waidhofen. In diesem Abschnitt ist die Thaya ein langsam fließendes Gewässer, welches Abschnittsweise von Wehren unterbrochen ist. Die durchschnittliche Breite in diesem Flußabschnitt beträgt 10 Meter, die Tiefe variiert sehr stark und liegt zwischen 40 Zentimetern und 3 Metern. Der Untergrund setzt sich zu einem großen Teil aus schlammigem Sediment zusammen.

Die untersuchten Karpfen wurden von einem örtlichen Fischer mit einer Angelrute und Mais als Köder gefangen.



Abbildung 20. Thaya im Ortsgebiet von Waidhofen (Niederösterreich)

2.3. Marktproben

Insgesamt wurden 50 Marktproben genommen und untersucht. Es handelte sich um 13 Forellen-, 35 Karpfen-, 6 Thunfisch-, 2 Schwertfisch-, 3 Butterfisch-, 2 Haifisch-, 3 Lachs-, 5 Pangasius-, 2 Krabben- und 2 Garnelenproben.

Marktproben wurden in Supermärkten, Fischfachgeschäften und an Marktständen in Wien gekauft. Lachs, Garnelen, Butterfisch, Krabbe und ein Teil der Thunfischproben stammen aus Sushi-Restaurants. 3 Forellen und 3 Karpfen stammen aus einem Zuchtbetrieb im nördlichen Waldviertel, 8 Karpfen aus einem Zuchtbetrieb südlich von Wien und wurden in den, den Betrieben angeschlossenen Verkaufsgeschäften erworben. Die Herkunftsangaben der Marktproben waren nicht in jedem Fall verifizierbar. Bei abgepackten Proben wurde die auf den Verpackungen angegebene Herkunftsbezeichnung übernommen.

2.4. Beprobungszeiten

Forellen und Karpfen aus drei österreichischen Zuchtbetrieben wurden zwischen September 2006 und August 2008 je mindestens dreimal beprobt. Der Karpfenstandort 2 wurde zwischen April 2007 und November 2007 im Abstand von 10-15 Tagen insgesamt achtzehnmal beprobt. Zu jedem Beprobungszeitpunkt wurden Wasser- und Sedimentproben, Proben von Hydrophyten, Benthosorganismen, Nektonorganismen und Zooplankton beprobt als auch die abiotischen Gewässerparameter erhoben. Soweit möglich, wurden Forellen und Karpfen in unterschiedlichen Altersklassen besammelt. Zusätzlich wurden am Standort Jahreszeit, Wetter (Lufttemperatur, Niederschlag, Sonneneinstrahlung bzw. Bedeckungsgrad, Vorhandensein und Dicke der Eisdecke am Gewässer) und der Futtermitteleinsatz protokolliert.

Tabelle 1. Beprobungszeiten von Zuchtfischen und Wildfängen.

Forellen Standort 1	Forellen Standort 2	Karpfen Standort 1	Karpfen Standort 2	Wildfänge Lobau	Andere Wildfänge
Okt.06	Sep.06	Sep.06	Apr.07	Jun.07	
Mär.07	Mär.07	Mär.07	Aug.07	Okt.07	
Aug.07	Aug.07	Jul.07	Nov.07	Mai.08	Aug.08
Nov.07	Nov.07	Okt.07		Jun.08	Okt. 08

2.5. Abiotische Gewässerparameter

Es wurden an jedem Untersuchungsstandort und –zeitpunkt abiotische Gewässerparameter (Temperatur, Leitfähigkeit, Härte, pH-Wert, anorganische und organische Trübe) mittels Handmessgerät (Multi Line P4, Fa. WTW) bestimmt. Die Wasserhärte wurde mit Teststreifen (Fa. Merck) gemessen. Die Sauerstoffbestimmung erfolgte mit Winkler-Methode (iodometrische Bestimmung nach Winkler; Fa. Merck). In Wasserproben (unfiltriertes und filtriertes Wasser) wurde auch der Gehalt an TOC/TIC (total organic carbon, total inorganic carbon) bzw. DOC (dissolved organic carbon, dissolved inorganic carbon) bestimmt.

2.6. Probennahme und Probenlagerung

2.6.1. Wasser, Gesamttrübe, Sediment

Jeweils zwei Liter Wasserprobe wurde je nach Gewässer in 20-100 cm Tiefe in der Gewässermite mit verschließbaren Glasflaschen mit 1 Liter Volumen gezogen um im Labor weitere Parameter (Gesamttrübe, anorganische und organische Trübe, TOC/TIC, DOC/DIC, Trophiegrad, Quecksilber- und Selenbestimmung im Filtrat und Schweb) zu bestimmen. Sedimentproben wurden je nach standortspezifischen Gegebenheiten entnommen. An den Forellenstandorten war aufgrund der örtlichen Gegebenheiten keine Beprobung von Sediment möglich (siehe 2.2. Untersuchte Standorte).

Die Wasserprobe wurde im Labor geteilt und filtriert, die entsprechenden Filter zur Trübe-, Chlorophyll- (GF/C Glasfaserfilter, Fa. Whatman) und Schwermetallbestimmung ($<0.45\ \mu\text{m}$, Fa. Millipore) wurden bis zur weiteren Bearbeitung tiefgefroren (-20°C). Die Sedimentproben wurden nass in zwei Fraktionen ($<1\text{mm}$, $<50\ \mu\text{m}$) gesiebt, über 48 Std. gefriergetrocknet (-48°C) und danach im Exsikkator aufbewahrt.

2.6.2. Zooplankton, Benthos, Nekton

Benthos- und Nektonorganismen wurden an beiden Forellen- und beiden Karpfenstandorten von Hand gesammelt oder mit Keschern befischt. Die Zooplankton-Beprobung erfolgte mittels Schindler-Schöpfer an vier Stellen in einer Wassertiefe von ca. 50 cm entlang eines linearen Transekts quer über das Gewässer. Die 4 x 5 Liter Proben wurden zu 20 Liter vereinigt, homogenisiert und dann für die verschiedenen Untersuchungen wieder aufgeteilt. Der verbleibende Teil wurde für allfällige Folgeuntersuchungen tiefgekühlt (-20°C) eingelagert. Sämtliche Proben wurden in Kühlboxen ins Labor transportiert. Die Wirbellosen wurden in mit Habitatwasser gefüllten Plastikbehältern 24 Stunden ausgekotet und danach tiefgefroren.

Die Planktonproben wurden im Labor durch Schütteln homogenisiert, ein 2000 ml Probenvolumen (Schindler-Schöpfer) entsprechendes Aliquot wurde jeweils für die taxonomische Bestimmung in Ethanol fixiert, der Rest tiefgefroren. Zur taxonomischen Bestimmung und Ermittlung der Zooplanktondichte wurde das Probenmaterial durch ein Netz ($50\ \mu\text{m}$) gesiebt und dann in 80% wässrige Lösung von Propylenglykol überführt. Cladoceren, Ostracoden, Insekten, und Acari wurden in einem Volumen von 2000 mL bestimmt, Copepoden wurden in mindestens 300 ml bestimmt (dann auf 2000 mL hochgerechnet). Die Rotatorien wurden in mindestens 150 ml bestimmt und dann ebenfalls auf 2000 mL hochgerechnet.

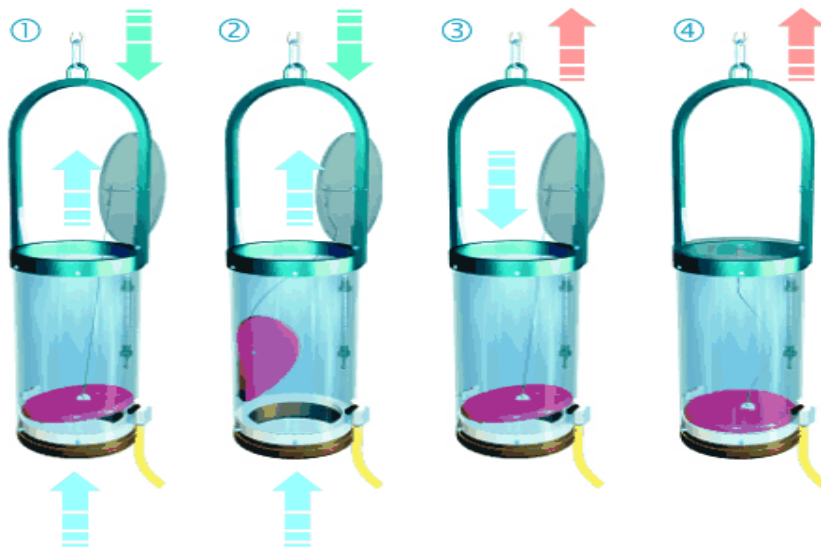


Abbildung 21. Schindler-Schöpfer (Fa. Uwitec)

2.6.3. Futtermittel

Am Karpfenstandort 2 wurde nicht zugefüttert. Am Karpfenstandort 1 wurde nach Bedarf gefüttert. Jungtiere erhielten Pelletfutter, größere Karpfen wurden fallweise mit Getreideschrot (Gerste, Roggen, Weizen) und Hülsenfrüchten (Erbsen) gefüttert. Je nach Bedarf und abhängig vom Alter der Tiere wurde temporär auch mit Pelletfutter (DAN-EX) zugefüttert, was nach Auskunft des Fischzüchters aber nur selten praktiziert wurde. An beiden Forellenstandorten wurden die Tiere mit handelsüblichem Pelletfutter (DAN-EX) gefüttert. Von sämtlichen verwendeten Futtermitteln wurden jeweils 200 g direkt aus den Futtermittelbehältern beprobt, in Kunststoffbehältern ins Labor transportiert und bis zur weiteren Verwendung trocken gelagert.

2.6.4. Fische

Aquakultur Die meisten Karpfen wurden mit Netzen abgefischt. Am Karpfenstandort 2 wurden im April 2007 acht Tiere mit Angel und Köder (Mais) gefangen. Die Forellen wurden stets mit Handkeschern entnommen. Die Tiere wurden nach Entnahme aus dem Wasser getötet und in Kühlboxen in das Labor transportiert.

Wildfänge Die in der Lobau und an der Thaya entnommenen Karpfen wurden mit Angel und Köder (Mais) gefangen. Der Karpfen aus dem Neusiedlersee wurde mit einem Netz gefangen. Die Fische aus dem Gossenköllesee und dem Untertalbach wurden mit Fliegenrute und Köder (Trockenfliege) gefangen. Die untersuchten Reinanken und Barsche stammen aus dem Fuschlsee, der Wels und der Hecht aus dem Neusiedlersee und wurden jeweils mit Netzen gefangen. Die Fische wurden nach Entnahme aus dem Wasser getötet und gekühlt in das Labor transportiert.

Marktproben Die Marktproben wurden entweder tiefgekühlt oder in frischem Zustand gekauft.

Sämtliche Fischproben wurden bis zur Weiterverarbeitung tiefgekühlt (-20°C) gelagert.

2.7. Probenvorbereitung

Die Präparation der Proben erfolgte ausschließlich mit Keramik- oder Kunststoffinstrumenten. Alle verwendeten Behältnisse und Materialien wurden vor Verwendung jeweils mit Waschsäure (65%ige HNO_3 p.A./Aqua deionat im Verhältnis 1:10) und Aqua deionat gründlich gereinigt um ein Verschleppen von Verunreinigungen zu vermeiden.

Die Fische wurden zunächst durch Spülen mit Aqua deionat gereinigt, mit Küchenkrepp getrocknet und danach gewogen und vermessen. Ein Befall mit Parasiten wurde nur sehr selten gefunden. Nur bei geschlechtsreifen Karpfen konnte das Geschlecht eindeutig bestimmt werden. Nach Präparation wurden den Tieren die Eingeweide entnommen. Der Darminhalt wurde, sofern in ausreichender Menge vorhanden, in PE-Röhrchen ausgestreift. Das Muskelfleisch der Tiere wurde von Haut und Gräten befreit und im Büchi-Mixer (B-400, Firma Büchi) homogenisiert. Um eine Kontamination durch anhaftende Partikel zu vermeiden, wurden Benthos- und Nektonproben mit Aqua deionat gespült, und danach auf Küchenpapier bei Raumtemperatur (22°C) getrocknet. Die Weichkörper von Schnecken und Muscheln wurden von den Schalen getrennt. Sämtliche Proben wurden in Kunststoffsäckchen oder PE-Röhrchen bis zur Weiterverarbeitung tiefgeköhlt (-20°C) aufbewahrt.

Der Säureaufschluss erfolgte mit Hilfe eines Mikrowellengerätes der Firma MLS (mls 1200 mega). Dazu wurden 0,5-1 g des jeweiligen Probenmaterials in säuregereinigte Teflonaufschlussbehälter eingewogen und mit je 2 ml 65%iger HNO_3 (Fa. Merck; suprapur) und 0,5 ml H_2O_2 (Fa. Merck; p.A.) versetzt. Nach zweistündigem Kaltaufschluss wurden die Proben im Mikrowellengerät unter kontrollierten Temperatur- und Druckbedingungen in Lösung gebracht. Danach wurden die Probenlösungen in PE-Fläschchen übergeführt. Die Teflonbehälter wurden jeweils zweimal mit 3 ml A. deionat gespült und das Spülwasser mit der Probenlösung vereinigt und volummetrisch auf 10 mL aufgefüllt.

2.8. Bestimmung von Trübe, Chlorophyll, TOC/TIC und DOC/DIC

Trübe und Chlorophyll

Je 0,5 L Wasser wurden durch GF/C Glasfaserfilter mittels Vakuumpumpe filtriert. Zur Bestimmung der Gesamttrübe wurden die Filter im Muffelofen bei 550°C verascht, das jeweilige Filtergewicht protokolliert und daraus Gesamttrübe, Glühverlust bzw. anorganische Trübe berechnet. Zur Chlorophyllbestimmung wurden die Filter mit 90% Ethanol extrahiert und zentrifugiert. Die Bestimmung von Chlorophyll-a und Phaeophytin in der Überstandslösung erfolgte nach Edler (1979) modifiziert durch Marker und Jinks (1982). Die Messung erfolgte mittels Spektrophotometer (ULTROSPEC, 4054 UV/visible Spectrophotometer, LKB BIOCHROM) bei den Wellenlängen 630 nm, 647 nm, 663 nm, 665 nm und 750 nm.

TOC/TIC, DOC/TIC

Die Bestimmung der TOC/TIC- und DOC/DIC-Gehalte erfolgte mittels TOC Analyzer (Elementar High TOC) in unfiltrierten Wasserproben bzw. in Filtratproben. Zwei Stammlösungen (500 ppm TOC: 1260,7 Tris und 500ppm TIC: 4412,2 mg Na_2CO_3 wasserfrei) wurden hergestellt. Drei Blindwerte wurden gemessen, die Kalibrierung erfolgte im Bereich von 0,5 mg/L bis 500 mg/L.

2.9. Metallanalysen

Die Messung der Metallkonzentrationen erfolgte mit dem HITACHI Z 8200 Polarized Zeeman Atomic Absorption Spectrophotometer, wobei die Quecksilberanalyse mit CV-AAS (Kaltdampftechnik) nach vorheriger Hydridbildung und Amalgamierung an Goldwolle (U. Binniger Analytik) erfolgte. Die Selenmessung erfolgte in der beheizten Quarzzelle ebenfalls nach Hydridbildung mittels Zugabe von NaBH_4 und HCl . Zur Qualitätssicherung wurden Blindproben (2 ml 65%iger HNO_3 suprapur und 0,5 ml H_2O_2 p.A.) bzw. Referenzstandards (Reference materials, Commission of the European Communities, Community Bureau of References: Cod Muscle, Reference Material No.422; Mussel Tissue, ERM-CE278, Lake Sediment, Reference Material No.142R) wie die übrigen Proben behandelt und gemessen. Die Quecksilber- und Selen-Konzentrationen der Referenzproben (N=10-30) lagen im Bereich der zertifizierten Werte (Recovery Hg Cod Muscle: 91%, Mussel Tissue: 98%, Lake Sediment: 93%; Se Cod Muscle: 98%, Mussel Tissue: 87%). Die Selenwerte im Referenzmaterial Lake Sediment lagen deutlich unter dem zertifizierten Wert (Recovery: 60%). Die Selenwerte in Sedimentproben wurden dementsprechend nach oben korrigiert. Die Nachweisgrenzen ($\text{LOD} = \text{limit of detection}$: 3-fache Standardabweichung der field blanks) lagen für Quecksilber bei 0,10 ppb, für Selen bei 0,45 ppb.

2.10. Datenauswertung

Die Metalldaten waren nicht normal verteilt, daher wurden parameterfreie Testverfahren angewendet. Dementsprechend wurde als Lagemaß der Medianwert angegeben. Falls nur zwei Proben vorhanden waren, wurde der Mittelwert berechnet. Korrelationsanalysen wurden mittels Spearman-Rangkorrelation berechnet und Gruppenvergleiche mittels Mann Whitney U Test (2 Gruppen) oder Kruskal-Wallis-Test (mehr als 2 Gruppen) durchgeführt. Bei sehr niedrigen Fallzahlen in Untergruppen ($N < 5$) wurde der Exakt Test angewendet. Fehlende Werte wurden fallweise durch Imputationsmethoden ersetzt, wobei der fehlende Wert durch $\frac{1}{2}$ LOD ersetzt wurde. Bioakkumulationsfaktoren (BAF) wurden mit Medianwerten berechnet, indem der Muskelfleisch-Gehalt durch den Gehalt des jeweiligen Umweltkompartiments (Sediment, Schweb, Zooplankton, Makroinvertebraten, Futtermittel, Darminhalt) dividiert wurde. Die statistische Datenauswertung erfolgte mit SPSS 14.0 (SPSS Corp., USA). Als Signifikanzniveau wurde $P < 0,050$ für zweiseitige Tests gewählt. Alle Größenangaben im Ergebnisteil und in der anschließenden Diskussion beziehen sich auf die Gesamtlänge der Fische.

3. ERGEBNISSE

3.1. Probenanzahl

Im Untersuchungszeitraum zwischen Herbst 2006 und Herbst 2008 wurden insgesamt 965 Proben besammelt. In nachfolgenden Tabellen 2-5 sind die an den jeweiligen Standorten besammelten Zuchtfische, Wasser-, Schweb-, Sediment- und Futtermittelproben, Hydrophyten-, Benthos- und Nektonproben, Wildfänge und Marktproben aufgelistet. Darminhalt von Fischen war nicht immer vorhanden; dies erklärt die geringeren Probenzahlen für Darminhalt im Vergleich zu Muskelfleisch (Tabellen 2, 4, 5). Werte unter der Nachweisgrenze wurden für die folgenden Auswertungen nur fallweise ersetzt. Damit ergeben sich zumeist niedrigere Fallzahlen verglichen mit der Gesamtzahl an Proben, die gezogen wurden. In Wasserproben (Filtrat) und Hydrophyten konnten Quecksilber und Selen nicht detektiert werden.

Tabelle 2. Probenanzahl (N) an vier Standorten.

	Forellen- Standort 1	Forellen- Standort 2	Karpfen- Standort 1	Karpfen- Standort 2
Fische	79	77	79	29
Proben MF	79	77	79	29
Proben DI	67	66	67	29
Hg-MF > LOD	77	76	79	29
Hg-DI > LOD	55	52	51	27
Se-MF > LOD	72	72	65	26
Se-DI > LOD	57	63	65	23
Filtrat (<LOD)	6 (6)	4 (4)	6 (6)	18 (18)
Trübefilter	5	4	6	18
Chlorophyllfilter	5	4	6	18
Schweb	5	4	4	18
<LOD Hg	2	1	1	4
<LOD Se	3	3	4	11
Sediment (<50 µm)	2	0	16	9
<LOD Hg	0	0	0	0
<LOD Se	0	0	1	3
Zooplankton	0	0	2	16
<LOD Hg	0	0	0	2
<LOD Se	0	0	1	3
Hydrophyten (<LOD)	3 (3)	0	0	3 (3)
Futtermittel	7	7	6	0
<LOD Hg	0	0	1	0
<LOD Se	0	0	2	0

Hg: Quecksilber, Se: Selen

LOD (limit of detection): Nachweisgrenze

Tabelle 3. Anzahl von Benthos- und Nektonproben an vier Standorten.

	03/07	05/07						N _{total}	
Forellenstandort 1									
Larve Binsenjungfer, Odonata, <i>Lestes</i> sp. (Fam. Lestidae)	1	-						1	
Flussflohkrebs, Amphipoda, <i>Gammarus roeseli</i> GERVAIS (Fam. Gammaridae)	5	-						5	
Zuckmückenlarve, Nematocera (Fam. Chironomidae)	12	-						12	
Strudelwurm, Turbellaria, <i>Polycelis felina</i> (Fam. Planariidae)	-	4						4	
Schlammuschnecke, <i>Lymnaea peregra</i> f. <i>ovata</i> (Fam. Lymnaeidae)	-	2						2	
	02/07	03/07	08/07						
Forellenstandort 2									
Schlammuschnecke, <i>Lymnaea peregra</i> f. <i>ovata</i> (Fam. Lymnaeidae)	1	1	-						2
Flussflohkrebs, Amphipoda, <i>Gammarus roeseli</i> GERVAIS (Fam. Gammaridae)	-	4	-						4
Flohkrebs, Amphipoda, <i>Gammarus pulex</i> L. (Fam. Gammaridae)	-	12	10						22
	03/07	05/07	07/07	10/07					
Karpfenstandort 1									
Köcherfliegenlarve, Trichoptera, L. v. <i>Anabolia</i> sp.	1	-	-	-					1
Larve Binsenjungfer, Odonata, <i>Lestes</i> sp. (Fam. Lestidae)	1	1	-	-					2
Larve Eintagsfliege, Ephemeroptera, <i>Baetis</i> sp. (Fam. Baetidae)	5	-	-	-					5
Ruderwanze, <i>Corixidae</i> gen. sp. (Fam. Corixidae)	-	2	8	7					17
Larve Schwimmwanze, <i>Ilyocoris cimicoides</i> (L.) (Fam. Naucoridae)	-	7	-	-					7
Große Teichmuschel <i>Anodonta cygnea</i> L. (Fam. Unionidae)	-	-	-	1					1
	04/04	05/07	06/07	07/07	08/07	09/07	10/07		
Karpfenstandort 2									
Ruderwanze, <i>Corixidae</i> gen. sp. (Fam. Corixidae)	12	5	14	-	8	10	6	55	
Schwimmwanze, <i>Ilyocoris cimicoides</i> (L.) (Fam. Naucoridae)	1	-	-	-	-	-	-	1	
Rückenschwimmer, <i>Notonecta</i> sp. (Fam. Notonectidae)	-	1	-	-	1	-	-	2	
Larve Schwimmwanze, <i>Ilyocoris cimicoides</i> (L.) (Fam. Naucoridae)	-	1	1	-	-	-	-	2	
Larve Binsenjungfer, Odonata, <i>Lestes</i> sp. (Fam. Lestidae)	-	1	1	-	-	-	-	2	
Linsenkrebs, <i>Chydorus sphaericus</i> (O.F.M.) (Fam. Chydoridae)	-	8	-	-	-	-	-	5	
Froschlurchlarve	-	1	-	-	-	-	-	1	
Studelwurm, <i>Dugesia lugubris</i> (Fam. Planariidae)	-	-	2	-	-	-	-	2	
Larve Eintagsfliege, Ephemeroptera, <i>Baetis</i> sp. (Fam. Baetidae)	-	-	-	8	8	-	-	16	
Große Teichmuschel <i>Anodonta cygnea</i> L. (Fam. Unionidae)	-	-	-	-	-	-	1	1	

Tabelle 4. Anzahl von Marktproben und Wildfängen.

	Marktproben			Wildfänge					
	Karpfen	Forellen	Pangasius	Karpfen	Forellen	Barsche	Reinanken	Hecht	Wels
Fische gesamt	37	13	5	16	5	5	4	1	1
Proben MF	37	13	5	16	5	5	4	1	1
Proben DI	26	1	0	16	5	1	4	0	1
Hg-MF (<LOD)	37 (2)	13 (0)	5 (2)	16 (0)	5 (0)	5 (0)	4 (0)	1 (0)	1 (0)
Hg-DI (<LOD)	26 (7)	1 (0)	0	16 (0)	5 (0)	1 (0)	4 (0)	-	1 (0)
Se-MF (<LOD)	37 (4)	13 (0)	5 (0)	16 (0)	5 (0)	5 (0)	4 (0)	1 (0)	1 (0)
Se-DI (<LOD)	22 (0)	1 (0)	0	16 (0)	5 (0)	1 (0)	4 (0)	-	1 (0)

Tabelle 5. Anzahl von Marktproben (Meeresfische und Meeresfrüchte).

	Thun- fisch	Schwert- fisch	Butter- fisch	Hai	Lachs	Krabben	Garnelen
Proben gesamt	6	2	3	2	3	2	2
Proben MF	6	2	3	2	3	2	2
Proben DI	0	0	0	0	0	0	0
Hg-MF (<LOD)	6 (0)	2 (0)	3 (0)	2 (0)	3 (0)	2 (0)	2 (0)
Se-MF (<LOD)	6 (0)	2 (0)	3 (0)	2 (0)	3 (0)	2 (0)	2 (0)

3.2. Abiotische Gewässerparameter

3.2.1. Forellenstandorte

Tabelle 6. Abiotische Gewässerparameter am Forellenstandort 1.

Datum	Trübe ges. µg/L	org. Trübe µg/L	anorg. Trübe µg/L	TIC mg/L	TOC mg/L	DIC mg/L	DOC mg/L
20.03.2007	0,49	0,49	0,00	-	-	-	-
25.05.2007	0,52	0,52	0,00	-	-	41,3	13,2
04.08.2007	0,49	0,49	0,00	43,2	13,9	37,2	6,9
19.11.2007	0,52	0,52	0,00	53,6	17,9	45,0	13,0
Datum	Härte °dH	pH-Wert	Leitfähigkeit µS/cm	O ₂ mg/L	Temp. °C	Chl.-a (µg/L)	Phäo. µg/kg
20.03.2007	10	6,0	647	7,8	8,7	0,6	0,0
25.05.2007	10	7,3	570	6,7	15,0	5,3	0,0
04.08.2007	10	7,7	609	5,4	13,5	3,6	0,0
19.11.2007	10	7,5	661	5,3	12,6	2,4	0,0

Tabelle 7. Abiotische Gewässerparameter am Forellenstandort 2 (G).

Datum	Trübe ges. µg/L	org. Trübe µg/L	anorg. Trübe µg/L	TIC mg/L	TOC mg/L	DIC mg/L	DOC mg/L
15.03.2007	0,43	0,43	0,00	-	-	33,2	6,8
20.03.2007	0,48	0,48	0,00	48,2	14,9	-	-
28.08.2007	0,44	0,44	0,00	46,1	13,2	39,7	11,1
12.11.2007	0,51	0,52	0,00	44,6	17,2	47,8	12,4
Datum	Härte °dH	pH-Wert	Leitfähigkeit µS/cm	O ₂ mg/L	Temp. °C	Chl.-a (µg/L)	Phäo. µg/kg
15.03.2007	12	6,1	733	7,9	10,9	3,6	0,0
20.03.2007	12	7,0	701	7,7	10,7	3,0	0,0
28.08.2007	12	7,5	709	8,4	15,9	1,2	0,0
12.11.2007	12	7,4	578	7,8	11,5	2,4	0,0

3.2.2. Karpfenstandorte

Tabelle 8. Abiotische Gewässerparameter am Karpfenstandort 1.

Datum	Trübe ges. µg/L	org. Trübe µg/L	anorg. Trübe µg/L	TIC mg/L	TOC mg/L	DIC mg/L	DOC mg/L
29.03.2007	1,53	1,52	0,01	-	-	6,7	5,8
22.05.2007	0,46	0,46	0,00	-	-	16,6	14,9
23.07.2007	1,32	1,31	0,01	16,1	20,9	17,4	14,8
Datum	Härte °dH	pH-Wert	Leitfähigkeit µS/cm	O ₂ mg/L	Temp. °C	Chl.-a (µg/L)	Phäo. µg/kg
29.03.2007	8	3,5	128	5,7	5,9	8,3	0,0
22.05.2007	9	7,3	284	6,0	21,6	0,6	0,0
23.07.2007	9	8,3	277	7,0	23,5	33,2	0,0

Tabelle 9. Abiotische Gewässerparameter am Karpfenstandort 2.

Datum	Trübe ges. µg/L	org. Trübe µg/L	anorg. Trübe µg/L	TIC mg/L	TOC mg/L	DIC mg/L	DOC mg/L
16.04.2007	0,61	0,61	0,01	-	-	10,9	12,0
10.05.2007	0,61	0,60	0,01	-	-	12,9	9,8
21.05.2007	0,71	0,71	0,00	-	-	12,9	14,4
01.06.2007	1,28	1,28	0,01	-	-	14,5	15,8
14.06.2007	0,72	0,72	0,00	-	-	15,1	12,3
26.06.2007	1,37	1,36	0,01	-	-	20,4	18,1
07.07.2007	1,40	1,39	0,01	-	-	17,5	14,5
19.07.2007	1,25	1,25	0,00	18,1	29,9	19,5	15,4
01.08.2007	1,34	1,33	0,01	20,8	15,9	24,0	32,0
12.08.2007	0,77	0,77	0,01	23,5	29,6	18,7	19,8
24.08.2007	1,14	1,13	0,01	20,2	29,4	20,4	21,3
06.09.2007	0,97	0,96	0,01	23,0	31,6	21,9	15,7
18.09.2007	0,41	0,41	0,00	13,6	24,5	14,4	14,0
28.09.2007	0,59	0,59	0,00	15,5	20,8	15,6	17,7
11.10.2007	0,52	0,52	0,00	16,5	19,2	12,9	15,7
24.10.2007	0,59	0,59	0,00	-	-	14,4	11,0
05.11.2007	0,50	0,50	0,00	14,0	17,6	11,9	11,7
21.11.2007	0,52	0,52	0,00	10,7	12,2	10,1	11,3
Datum	Härte °dH	pH-Wert	Leitfähigkeit µS/cm	O ₂ mg/L	Temp. °C	Chl.-a (µg/L)	Phäo µg/kg
16.04.2007	8	8,3	332	9,3	16,2	13,6	0
10.05.2007	8	7,3	297	7,4	13,9	21,3	0
21.05.2007	8	8,0	297	9,7	18,6	15,4	0
01.06.2007	8	6,8	345	8,7	19,5	13,0	0
14.06.2007	8	7,5	339	8,4	21,6	3,6	0
26.06.2007	8	9,1	353	8,0	25,2	9,5	0
07.07.2007	8	8,2	334	8,0	17,8	16,0	0
19.07.2007	8	9,0	327	4,2	24,7	24,9	0
01.08.2007	8	8,0	347	7,3	18,2	10,7	0
12.08.2007	8	7,8	339	5,6	17,7	18,9	0
24.08.2007	8	7,4	326	8,7	21,0	-	-
06.09.2007	8	6,4	317	8,5	12,2	4,7	0
18.09.2007	8	7,3	285	11,5	15,6	27,2	0
28.09.2007	8	7,8	306	6,8	13,0	9,5	0
11.10.2007	8	7,9	321	7,7	12,4	8,9	0
24.10.2007	8	7,2	329	8,8	4,3	3,6	0
05.11.2007	8	7,0	358	8,7	6,6	7,1	0
21.11.2007	8	6,8	374	8,4	5,9	2,4	0

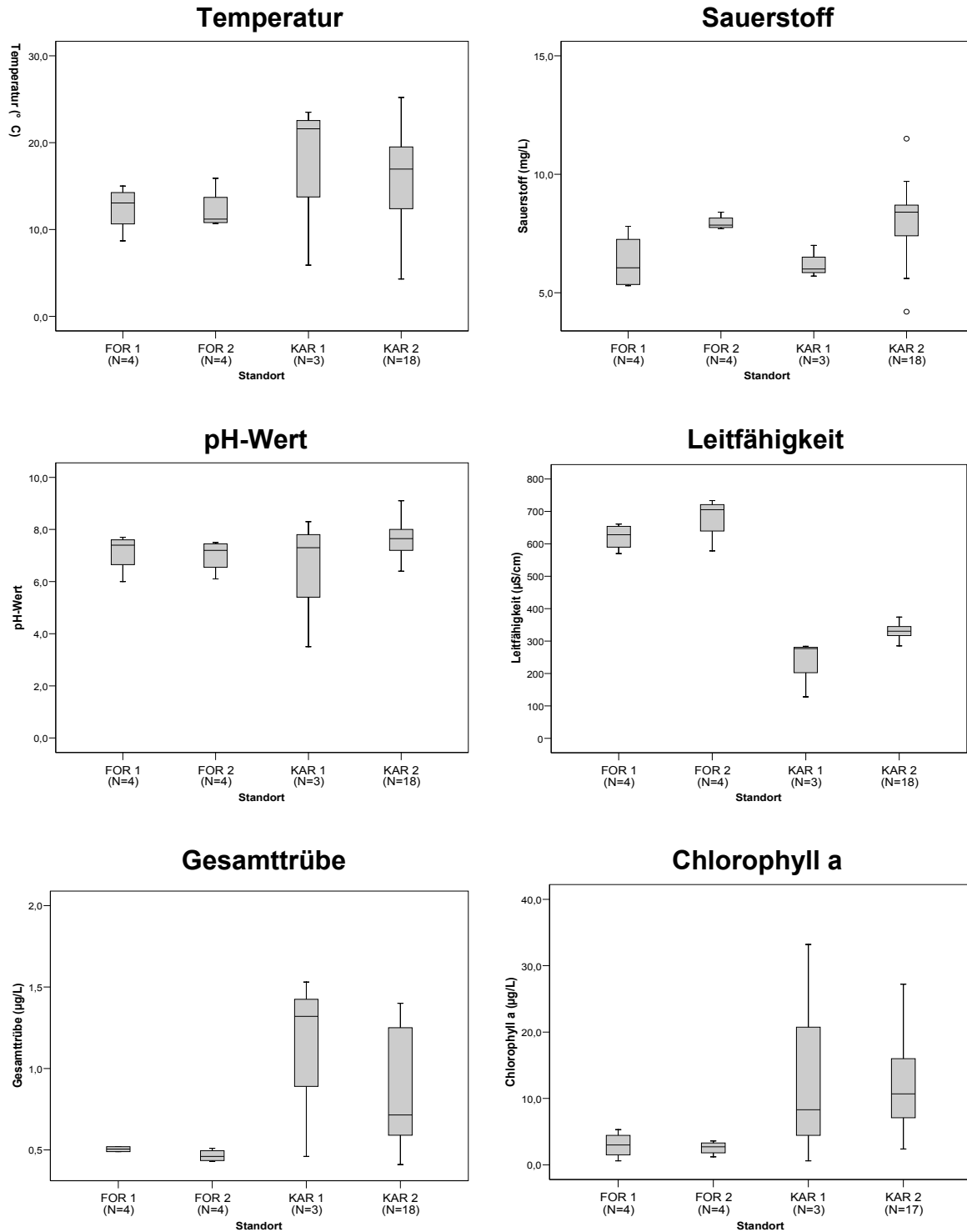


Abbildung 22. Temperatur, Sauerstoffgehalt, pH-Wert, Leitfähigkeit, Gesamttrübe und Chlorophyllgehalt an vier Standorten (Zuchtbetriebe). FOR1: Forellenstandort 1; FOR2: Forellenstandort 2; KAR1: Karpfenstandort 1; KAR2: Karpfenstandort 2.

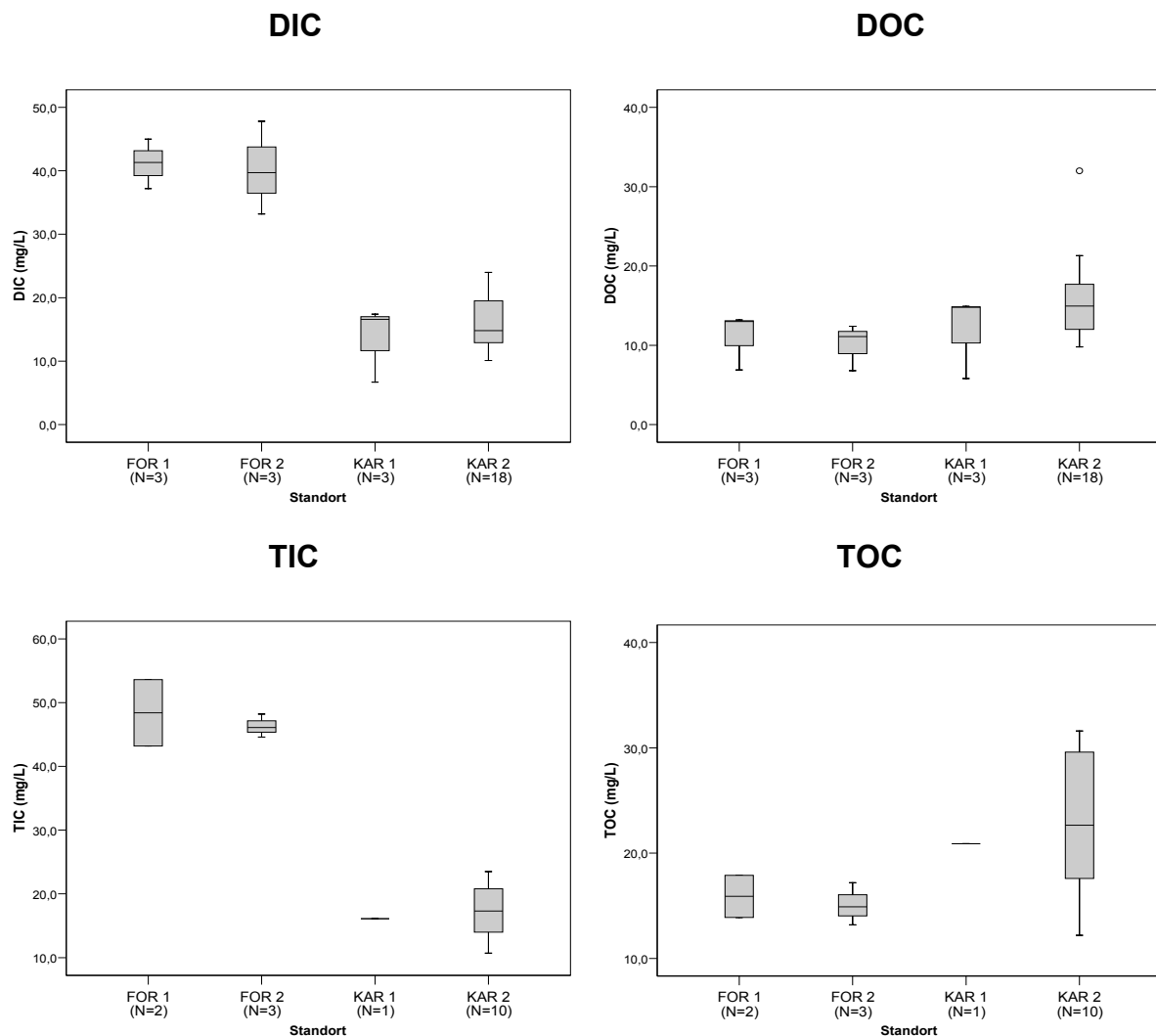


Abbildung 23. DIC/DOC und TIC/TOC an vier Standorten (Zuchtbetriebe).
 FOR1: Forellenstandort 1; FOR2: Forellenstandort 2; KAR1: Karpfenstandort 1;
 KAR2: Karpfenstandort 2.

Hinsichtlich der abiotischen Gewässerparameter zeigten Forellen- und Karpfenstandorte deutliche Unterschiede (Abbildungen 16, 17). Die Karpfenstandorte waren durch höhere mittlere Gesamtrübe ($P=0,014$), organische Trübe ($P=0,017$), und Chlorophyll-a-Gehalte ($P=0,014$), tendenziell höhere anorganische Trübe ($P=0,066$) sowie durch niedrigere Leitfähigkeit ($P<0,001$), TIC- ($P=0,002$) und DIC-Gehalte ($P<0,001$) und Wasserhärte ($P<0,001$) charakterisiert. Keine signifikanten standortspezifischen Unterschiede wurden hinsichtlich Gewässertemperatur, TOC, DOC und pH-Wert gefunden ($P>0,050$). Am Forellenstandort 2 und am Karpfenstandort 2 waren die Sauerstoffgehalte markant höher als am Forellenstandort 1 und am Karpfenstandort 1 ($P=0,027$). Die Salinität betrug am Forellenstandort 1 0,02 mg/L, am Forellenstandort 2 0,03 mg/L, am Karpfenstandort 1 0,01 mg/L und am Karpfenstandort 2 0,01 mg/L.

Wie in Tabelle 10 ersichtlich, waren Wasserhärte, Leitfähigkeit, TIC- und DIC-Gehalte signifikant positiv korreliert. Die Gesamtrübe korrelierte mit TOC- und DOC-Gehalten positiv, hingegen negativ mit Härte und Leitfähigkeit. War die

Gewässertemperatur erhöht, waren auch Gesamttrübe, DOC, pH-Wert und Chlorophyll-a-Gehalt signifikant höher.

Tabelle 10. Korrelationen von abiotischen Gewässerparameter an vier Standorten.

		Trübe ges. mg/L	TIC (mg/L)	TOC (mg/L)	DIC (mg/L)	DOC (mg/L)	Härte (°dH)	pH-Wert	Leitfähigkeit (µS/cm)	O ₂ (mg/L)	Temp. (°C)
TIC	r	-0,159									
	P	0,556									
	N	16									
TOC	r	0,499	-0,185								
	P	0,049	0,492								
	N	16	16								
DIC	r	-0,145	0,921	-0,121							
	P	0,471	0,000	0,666							
	N	27	15	15							
DOC	r	0,445	-0,097	0,609	0,192						
	P	0,020	0,732	0,016	0,337						
	N	27	15	15	27						
Härte	r	-0,614	0,728	-0,532	0,684	-0,361					
	P	0,000	0,001	0,034	0,000	0,064					
	N	29	16	16	27	27					
pH-Wert	r	0,382	0,012	0,198	0,150	0,450	-0,218				
	P	0,041	0,965	0,463	0,454	0,018	0,256				
	N	29	16	16	27	27	29				
Leitfähigkeit	r	-0,427	0,668	-0,724	0,567	-0,230	0,618	-0,175			
	P	0,021	0,005	0,002	0,002	0,249	0,000	0,363			
	N	29	16	16	27	27	29	29			
O ₂	r	-0,068	-0,358	-0,041	-0,391	-0,048	-0,325	-0,161	-0,060		
	P	0,724	0,173	0,879	0,044	0,811	0,085	0,404	0,756		
	N	29	16	16	27	27	29	29	29		
Temp.	r	0,433	0,024	0,453	0,162	0,581	-0,213	0,683	-0,291	-0,056	
	P	0,019	0,931	0,078	0,420	0,001	0,268	0,000	0,126	0,771	
	N	29	16	16	27	27	29	29	29	29	
Chl.-a	r	0,561	-0,516	0,692	-0,308	0,390	-0,605	0,514	-0,585	0,052	0,491
	P	0,002	0,049	0,004	0,126	0,049	0,001	0,005	0,001	0,793	0,008
	N	28	15	15	26	26	28	28	28	28	28

Signifikante Korrelationen (P<0,050) in Fettdruck

3.3. Wasser, Schweb und Sediment

Quecksilber- und Selen konnten in Wasserproben (Filtrat; <0.45 µm) nicht detektiert werden. Sedimentproben waren an den Forellenstandorten nur selten oder nicht verfügbar, da die Forellen in Betonbecken oder in Bächen bzw. Naturbecken mit grobkörnigem Untergrund gehalten wurden.

Quecksilber- und Selengehalte im Schweb zeigten keine signifikanten standortspezifischen Unterschiede (P>0,050; Werte <LOD nicht in die Berechnung miteinbezogen).

Tabelle 11. Quecksilber- und Selengehalte im Schweb an vier Standorten.

	Datum	Hg (µg/kg FG)	Se (µg/kg FG)
Forellenstandort 1	20.03.2007	<LOD	<LOD
	25.05.2007	<LOD	330,63
	04.08.2007	10,04	75,14
	19.11.2007	31,70	<LOD
Forellenstandort 2	15.03.2007	5,52	<LOD
	20.03.2007	52,04	239,86
	28.08.2007	<LOD	<LOD
	12.11.2007	27,96	<LOD
Karpfenstandort 1	22.05.2007	<LOD	<LOD
	23.07.2007	26,05	<LOD
	23.07.2007	24,80	<LOD
	23.07.2007	39,45	<LOD
Karpfenstandort 2	16.04.2007	<LOD	<LOD
	10.05.2007	127,70	<LOD
	21.05.2007	1,17	63,85
	01.06.2007	28,75	<LOD
	14.06.2007	8,99	80,61
	26.06.2007	76,75	135,80
	07.07.2007	63,78	289,84
	19.07.2007	20,26	190,04
	01.08.2007	32,26	20,46
	12.08.2007	35,84	<LOD
	24.08.2007	<LOD	<LOD
	06.09.2007	<LOD	303,87
	18.09.2007	<LOD	<LOD
	28.09.2007	48,16	<LOD
	11.10.2007	46,20	<LOD
	24.10.2007	40,89	<LOD
	05.11.2007	57,92	<LOD
	21.11.2007	21,15	<LOD

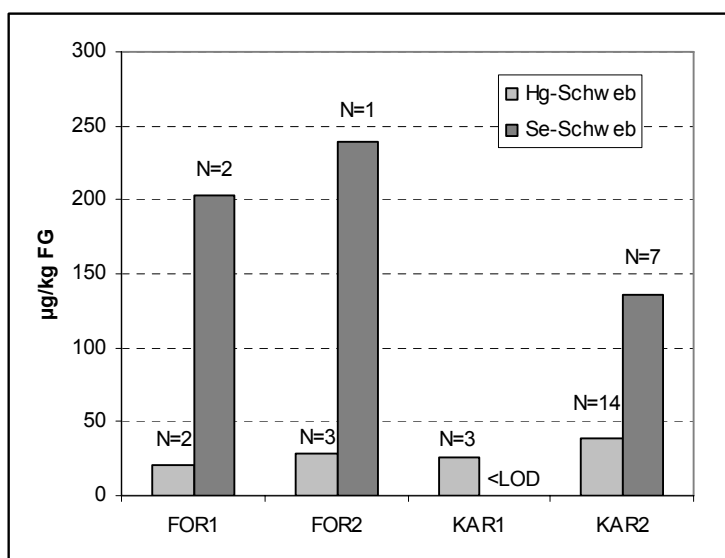


Abbildung 24. Mediane Quecksilber- und Selengehalte im Schweb an vier Standorten.

Tabelle 12. Quecksilber- und Selengehalte im Feinsediment (<50 µm) an drei Standorten.

		Hg (µg/kg TG)	Se (µg/kg TG)
Karpfenstandort 1	Mär.07	209,77	322,69
	Mär.07	62,85	262,19
	Mär.07	124,79	249,05
	Mär.07	134,82	374,23
	Mär.07	163,11	205,69
	Jul.07	69,91	12,60
	Okt.07	147,54	416,39
Karpfenstandort 2	Jun.07	192,46	275,51
	Jul.08	150,71	51,38
Forellenstandort 1	Mär.07	48,28	3504,10

Quecksilber- und Selengehalte im Sediment zeigten keine signifikanten standortspezifischen Unterschiede ($P > 0,050$).

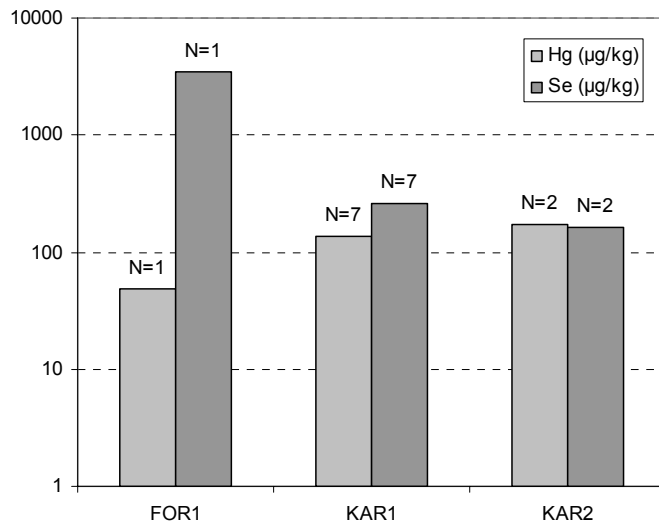


Abbildung 25. Mediane Quecksilber- und Selengehalte ($\mu\text{g/kg}$ TG) im Sediment ($<50\ \mu\text{m}$) an drei Standorten.

3.4. Zooplankton

Die Quecksilbergehalte in Zooplanktonproben ($N=2$) lagen am Karpfenstandort 1 zwischen 11 und $43\ \mu\text{g/kg}$, am Standort 2 zwischen Werten $<\text{LOD}$ und $104\ \mu\text{g/kg}$ (Medianwert: $46\ \mu\text{g/kg}$; $N=14$). Der maximale Quecksilbergehalt von $104\ \mu\text{g/kg}$ wurde im September 2007 erreicht, Maximalwerte für Selen bis $840\ \mu\text{g/kg}$ wurden im Mai und September beobachtet (Abbildung 20). Am Karpfenstandort 1 lagen die Selengehalte von zwei Zooplanktonproben $<\text{LOD}$ bzw. bei $218\ \mu\text{g/kg}$. Die Selenwerte in Zooplanktonproben vom Karpfenstandort 2 variierten zwischen Werten $<\text{LOD}$ bis zu $841\ \mu\text{g/kg}$ (Medianwert: $527\ \mu\text{g/kg}$, $N=13$). Quecksilber- und Selengehalte im Zooplankton waren am Karpfenstandort 2 nicht signifikant korreliert ($P>0,050$; Ergebnisse nicht dargestellt).

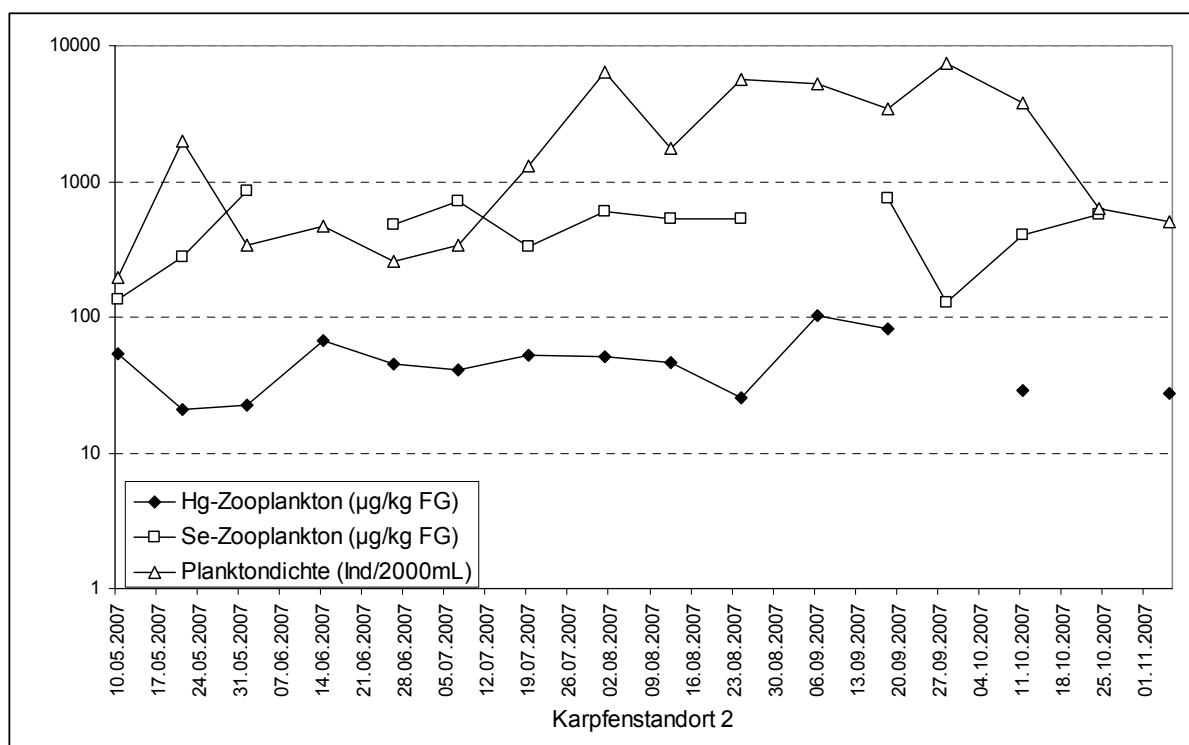


Abbildung 26. Verlauf der Quecksilber- und Selengehalte im Zooplankton und Planktondichte am Karpfenstandort 2 (Fehlende Werte <LOD).

In Tabelle 13 sind Planktonspezies und -dichten an zwei Karpfenstandorten zusammengefasst. Am Karpfenstandort 2 wurden die Korrelationen von Rotifera-, Copepoden- und Cladoceren-Dichten mit abiotischen Gewässerparametern und Metallkonzentrationen analysiert. Die Planktondichten waren nicht mit Metallkonzentrationen im Plankton oder im Schweb korreliert ($P > 0,050$). Die Rotifera- und Copepoden-Dichten waren hoch signifikant korreliert ($r = 0,909$, $P < 0,001$, $N = 16$). Die Cladoceren-Dichte war signifikant negativ mit anorganischer Trübe assoziiert ($r = -0,651$, $P = 0,006$, $N = 16$), die Dichte der Rotifera war hingegen signifikant positiv mit DOC korreliert ($r = 0,526$, $P = 0,037$, $N = 16$).

Quecksilbergehalte im Zooplankton am Karpfenstandort 2 waren signifikant mit Gesamttrübe, organischer und anorganischer Trübe, TOC, TIC, DOC, DIC und Temperatur assoziiert ($P < 0,050$), allerdings nur, wenn fehlende Werte ($N < \text{LOD} = 4$) ersetzt wurden. Ähnlich bei Selengehalten im Zooplankton: Nach Imputation fehlender Werte ($N < \text{LOD} = 5$) ergaben sich signifikante Korrelationen mit TOC bzw. marginal signifikante Assoziationen ($P < 0,080$) mit anorganischer Trübe, TIC, und DIC. Selengehalte im Zooplankton korrelierten mit dem pH-Wert, i.e. bei steigendem pH-Wert stiegen auch die Selen-Konzentrationen im Zooplankton.

Tabelle 13. Planktonspezies und Planktondichten (N/2000 mL) an zwei Karpfenstandorten.

Übergeordnete Taxa	Taxon	KAR1		KAR2															
		05/07	07/07	05/07	05/07	06/07	06/07	06/07	07/07	07/07	08/07	08/07	08/07	09/07	09/07	09/07	10/07	10/07	11/07
Rotifera	<i>Asplanchna brightwelli</i> Gosse, 1850	12			120						60	21	405		76			18	
Rotifera	<i>Asplanchna priodonta</i> Gosse, 1850				1140						233		1688	267	750	1381	1826	65	
Rotifera	<i>Brachionus diversicornis</i> Daday, 1883		724	10				11				29		198	14	27			
Rotifera	<i>Brachionus pala</i> Ehrenberg, 1838											33							
Rotifera	<i>Brachionus rubens</i> Ehrenberg, 1838			10	220		13	23			35	15		30					
Rotifera	<i>Euchlanis dilatata</i> Ehrenberg, 1832					8													
Rotifera	<i>Kellicottia longispina</i> Kellicott, 1879								16	28	3559	322	36	27	25				
Rotifera	<i>Keratella cochlearis</i> Gosse, 1851											237	731	1434	881	34	125		31
Rotifera	<i>Keratella quadrata</i> Ahlstrom, 1943	3	32						62	336	168	536	64		114	160		23	
Rotifera	<i>Polyarthra remata</i> Skorikov, 1896													28	180	2224			
Crustacea: Copepoda	<i>Copepoda</i> larv.	57	1950	41	360	77	195	165	170	477	1930	368	2030	1900	959	3120	1308	310	108
Crustacea: Copepoda	<i>Cyclops strenuus</i> Fischer, 1851																17		35
Crustacea: Copepoda	<i>Ectocyclops phaleratus</i> Koch, 1838			8				21										11	94
Crustacea: Copepoda	<i>Eucyclops serrulatus</i> Fischer, 1851	1	4800		24	12	24		24	50	322	130	615	1319	278	86	135		
Crustacea: Copepoda	<i>Eudiaptomus gracilis</i> G.O. Sars, 1863	3	95		17		49	18	25	15	51								
Crustacea: Copepoda	<i>Macrocyclus albidus</i> Jurine, 1820	1		33	14					24									
Crustacea: Copepoda	<i>Macrocyclus fuscus</i> Jurine, 1820	6																	
Crustacea: Copepoda	<i>Megacyclus viridis</i> Jurine, 1820		3990													16	98		
Crustacea: Copepoda	<i>Mesocyclops leuckarti</i> Claus, 1857		250																
Crustacea: Cladocera	<i>Bosmina longirostris</i> O.F. Müller, 1785		509		1	145									32	238	214	167	96
Crustacea: Cladocera	<i>Ceriodaphnia dubia</i> Richard, 1894	2	456	1	2	96													
Crustacea: Cladocera	<i>Daphnia galatea</i> Sars, 1863			71	33														
Crustacea: Cladocera	<i>Daphnia hyalina</i> Leydig, 1860	2	208	11	52		186	10	38	372	98	57	133	52	114	67	52	42	139
Crustacea: Cladocera	<i>Daphnia pulicaria</i> Forbes, 1893	28		9	1														
Crustacea: Cladocera	<i>Leptodora kindti</i> Focke, 1844							10	3										
Crustacea: Ostracoda	<i>Cyclocypris laevis</i> O. F. Müller, 1776					1													
Crustacea: Ostracoda	<i>Cypridopsis vidua</i> O. F. Müller, 1776	1																	

KAR1: Karpfenstandort 1, KAR2: Karpfenstandort 2

3.5. Benthos und Nekton

Tabelle 14. Quecksilber- und Selengehalte in Benthos- und Nektonorganismen.

	N _{Gesamt}	Datum	N	Länge (mm)	Gewicht (g)	Hg (µg/kg FG)	Se (µg/kg FG)
Forellenstandort 1							
<i>Lestes</i> sp.	1	20.03.2007	1	15	0,034	<LOD	1428
<i>Gammarus roeseli</i>	5	20.03.2007	5	8,2±2,3	0,077	<LOD	846
Nematocera	12	20.03.2007	12	12,5±12	0,033	<LOD	23316
<i>Polycelis felina</i>		25.05.2007	1	17	0,076	<LOD	503
	4	25.05.2007	3	17±0,7	0,17	<LOD	533
<i>Lymnaea peregra</i> f. <i>ovata</i>	2	25.05.2007	1	14	0,207	<LOD	384
		25.05.2007	1	12	0,21	8,5	685
Forellenstandort 2							
<i>Lymnaea peregra</i> f. <i>ovata</i>	2	15.02.2007	1	12	0,221	<LOD	671
		15.03.2007	1	15	0,463	8,3	643
<i>Gammarus roeseli</i>	4	15.03.2007	1	10	0,016	192,3	5190
		15.03.2007	3	14,7±0,4	0,048	29,3	505
<i>Gammarus pulex</i>	22	15.03.2007	6	8,5±1,4	0,044	24,3	1955
		15.03.2007	6	9,2±2,3	0,035	<LOD	846
		28.08.2007	10	9,2±1,9	0,159	<LOD	968
Karpfenstandort 1							
Larve <i>Anabolia</i> sp.	1	29.03.2007	1	19	0,113	<LOD	155
<i>Lestes</i> sp.		29.03.2007	1	14	0,019	<LOD	644
	2	22.05.2007	1	11	0,015	<LOD	1500
Larve <i>Baetis</i> sp.	5	29.03.2007	5	10,4±0,9	0,027	<LOD	2899
<i>Corixidae</i> gen. sp.	17	23.10.1007	1	9	0,012	<LOD	<LOD
		22.05.2007	2	5±1	0,017	<LOD	<LOD
		10.05.2007	6	6±0,8	0,065	<LOD	<LOD
		23.07.2007	8	6,9±1,1	0,076	<LOD	583
<i>Ilyocoris cimicoides</i>	7	22.05.2007	7	2,6±0,5	0,03	<LOD	2088
<i>Anodonta cygnea</i>	1	23.10.2007	1	14,8	34,5	0,27	<LOD
Karpfenstandort 2							
<i>Corixidae</i> gen. sp.	54 ^a	21.05.2007	5	5,8±0,7	0,055	<LOD	1605
		11.10.2007	6	8±0,8	0,052	64,9	548
		14.06.2007	6	7,2±1,3	0,075	<LOD	807
		24.08.2007	8	6,5±1,1	0,077	<LOD	475
		01.06.2007	8	6,4±1,3	0,08	<LOD	1099
		18.09.2007	9	7,9±0,7	0,141	18,9	495
		16.04.2007	12	8±2,3	0,201	33,8	272
<i>Ilyocoris cimicoides</i>	1	21.05.2007	1	12	0,152	55,5	114
Larve <i>Ilyocoris cimicoides</i>	2	10.05.2007	1	5	0,003	<LOD	3388
		26.06.2007	1	4	0,005	<LOD	8658
<i>Notonecta</i> sp.	2	21.05.2007	1	16	0,135	86,0	256
		12.08.2007	1	15	0,129	26,2	276
<i>Lestes</i> sp.	2	10.05.2007	1	15	0,043	<LOD	916
		14.06.2007	1	12	0,021	<LOD	14650
<i>Chydorus sphaericus</i>	8	21.05.2007	8	0,5±0,1	0,005	<LOD	3148
<i>Dugesia lugubris</i>	2	01.06.2007	2	19,5±0,5	0,575	3,4	173
Larve <i>Baetis</i> sp.	16	07.07.2007	8	6,5±1,1	0,025	25,2	913
		12.08.2007	8	8±1,7	0,06	48,1	943
Froschlurchlarve	1	21.05.2007	1	20	0,135	<LOD	433
<i>Anodonta cygnea</i>	1	24.11.2007	1	10,9	17,0	0,41	<LOD

Länge und Gewicht: Mittelwert ± SD; Hg- und Se-Gehalte: Medianwerte.

^aEin Individuum hatte Quecksilber- und Selenwerte <LOD und ist daher nicht inkludiert.

3.6. Futtermittel

Tabelle 15. Quecksilber- und Selengehalte in Forellenfutter unterschiedlicher Typen und Chargen.

Forellenstandort 1				Forellenstandort 2			
Datum	Futtermittel	Hg (µg/kg)	Se (µg/kg)	Datum	Futtermittel	Hg (µg/kg)	Se (µg/kg)
20.03.2007	DANEX 1640	24,7	6414	20.03.2007	DANEX 2242	20,8	1422
	DANEX Jungtiere	8,8	764		DANEX 1640	14,8	829
	DANEX Feed A/S	7,0	821		TROCO	12,1	976
04.08.2007	DANEX Std. kl.	50,8	1536	27.08.2007	DANEX 2242	18,9	971
	DANEX Std. gr.	17,0	952		DANEX 1640	13,8	564
19.11.2007	DANEX 1640	6,3	625		DANEX Jungtiere	28,6	913
	DANEX 1946	39,1	998	12.11.2007	DANEX 1640	14,9	656
	MW	22,0	1730		MW	17,7	904
	SD	16,0	1931		SD	5,3	257

Tabelle 16. Quecksilber- und Selengehalte in Karpfenfutter.

Datum	Futtermittel	Hg (µg/kg)	Se (µg/kg)
22.05.2007	Getreide	6,04	17,3
22.05.2007	Getreide	8,53	<LOD
22.05.2007	Getreide	<LOD	<LOD
	MW	7,28	17,3
	SD	1,24	0,00
22.05.2007	DAN-EX	1,05	914,0
22.05.2007	DAN-EX	10,3	573,6
22.05.2007	DAN-EX	9,33	717,9
	MW	6,90	735,2
	SD	4,15	139,5

3.7. Fische

3.7.1. Forellenstandorte

Am Forellenstandort 1 wurden im Oktober 2006, März 2007, August 2007 und November 2007 insgesamt 79 Forellen unterschiedlichen Alters besammelt. Am Forellenstandort 2 wurden im September 2006, März 2007, August 2007 und November 2007 insgesamt 77 Forellen unterschiedlichen Alters beprobt. Größe und Gewicht von Forellen im Alter ≥ 24 Monaten unterschieden sich an den beiden Standorten nicht ($P > 0,050$). Hingegen zeigten Forellen im Alter von unter 12 Monaten am Standort 1 geringeres mittleres Gewicht (48 ± 18 g) und geringe mittlere Größe (15 ± 2 cm) als am Standort 2 (90 ± 43 g bzw. 19 ± 3 cm), ebenso wie Forellen im Alter von 12-23 Monaten bezüglich Gewicht (231 ± 54 g versus 292 ± 45 g) und Größe (27 ± 2 cm versus 29 ± 2) ($P < 0,050$).

Tabelle 17. Quecksilber- und Selengehalte ($\mu\text{g/kg}$ FG) in Forellen (Standort 1)

	Hg-MF	Hg-DI	Se-MF	Se-DI
Median	22,3	10,1	151,0	289,3
MIN	4,08	0,99	5,91	38,7
MAX	56,3	196,7	382,9	880,9
N	77	55	72	57

Am Standort 1 waren Quecksilber-Konzentrationen in Muskelfleisch und Darminhalt signifikant positiv korreliert, Größe und Gewicht signifikant negativ mit Quecksilbergehalten in Muskel und Darminhalt korreliert (Tabelle 18). Auch am Forellenstandort 2 zeigten junge Tiere höhere Quecksilbergehalte im Muskelfleisch als ältere Tiere, kein Zusammenhang mit Größe und Gewicht wurde für Quecksilber- und Selengehalte im Darminhalt und für Selengehalte im Muskelfleisch beobachtet ($P > 0,050$; Tabelle 20).

Tabelle 18. Korrelationen von Quecksilber- und Selengehalten ($\mu\text{g/kg}$ FG) in Forellen (Standort 1).

		Hg-MF	Hg-DI	Se-MF	Se-DI	Gewicht
Hg-DI	r	0,679				
	P	<0,001				
	N	55				
Se-MF	r	0,151	0,209			
	P	0,204	0,141			
	N	72	51			
Se-DI	r	-0,224	0,033	0,165		
	P	0,094	0,825	0,242		
	N	57	48	52		
Gewicht (g)	r	-0,579	-0,559	-0,221	0,079	
	P	<0,001	<0,001	0,063	0,561	
	N	77	55	72	57	
Gesamtlänge (cm)	r	-0,556	-0,540	-0,191	0,077	0,985
	P	<0,001	<0,001	0,107	0,568	<0,001
	N	77	55	72	57	77

Signifikante Korrelationen ($P < 0,050$) in Fettdruck.

Tabelle 19. Quecksilber- und Selengehalte ($\mu\text{g/kg}$ FG) in Forellen (Standort 2).

	Hg-MF	Hg-DI	Se-MF	Se-DI
Median	23,8	12,0	122,8	347,3
MIN	4,23	0,15	0,99	59,5
MAX	43,8	30,4	264,4	674,0
N	76	52	68	63

Tabelle 20. Korrelationen von Quecksilber- und Selengehalten ($\mu\text{g/kg}$ FG) in Forellen (Standort 2).

		Hg-MF	Hg-DI	Se-MF	Se-DI	Gewicht ^a
Hg-DI	r	0,466				
	P	<0,001				
	N	52				
Se-MF	r	0,425	0,087			
	P	<0,001	0,571			
	N	67	45			
Se-DI	r	0,183	0,385	0,332		
	P	0,154	0,006	0,013		
	N	62	49	55		
Gewicht (g)	r	-0,348	0,171	-0,212	0,044	
	P	0,002	0,224	0,083	0,732	
	N	76	52	68	63	
Gesamtlänge (cm)	r	-0,372	0,155	-0,205	0,035	0,981
	P	0,001	0,274	0,094	0,784	<0,001
	N	76	52	68	63	77

Signifikante Korrelationen ($P < 0,050$) in Fettdruck.

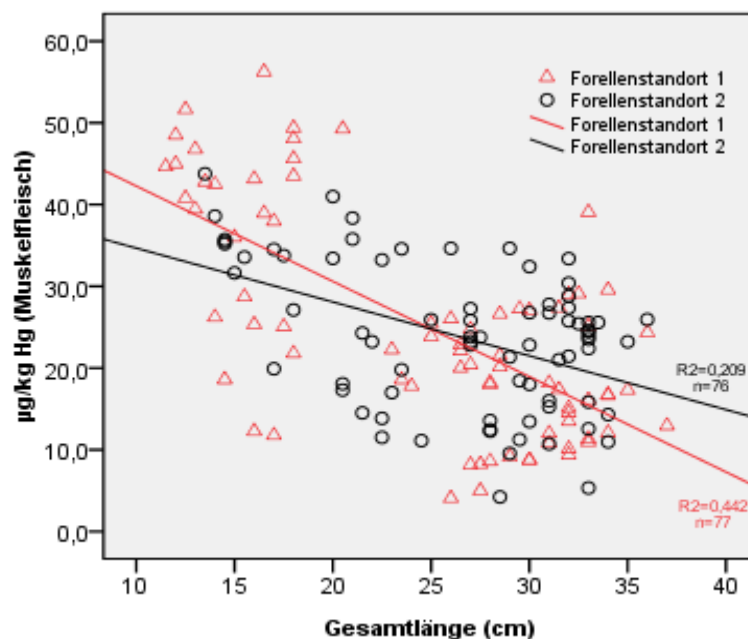


Abbildung 27. Korrelation von Gesamtlänge und Quecksilbergehalten im Muskelfleisch von Forellen an zwei Standorten.

Wie auch in Abbildung 21 ersichtlich, waren jüngere/kleinere Forellen (0-11 Monate) signifikant höher mit Quecksilber belastet ($34,9 \mu\text{g/kg}$) als Forellen im Alter von 12-23 Monaten ($20,0 \mu\text{g/kg}$) oder als größere Forellen im Alter von ≥ 24 Monaten ($22,8 \mu\text{g/kg}$). Dieser Zusammenhang war an beiden Forellen-Standorten statistisch signifikant ($P < 0,001$) und unabhängig von der Jahreszeit vorhanden (Tabelle 21). So zeigten alle Jungfische mit Ausnahme der Sammelperiode im November 2007 zumindest numerisch

höhere Quecksilbergehalte im Darminhalt verglichen mit älteren Forellen. Im August 2007 war der Unterschied in den Quecksilbergehalten von Jungtieren und älteren Forellen statistisch signifikant ($P=0,017$).

Tabelle 21. Quecksilber- und Selengehalte ($\mu\text{g/kg FG}$) in Forellen von beiden Standorten differenziert nach Alter und Jahreszeit.

	Alter ^a (Monate)	Gewicht (g)	Grösse ^b (cm)	Hg-MF (N)	Hg-DI (N)	Se-MF (N)	Se-DI (N)
Okt.06	0-11	48 \pm 10	16 \pm 1	19,2 (6)	8,7 (6)	193 (6)	447 (6)
	≥ 24	452 \pm 130	34 \pm 3	11,5 (4)	3,9 (4)	146 (4)	529 (4)
Mär.07	0-11	69 \pm 11	18 \pm 1,3	40,8 (16)	16,7 (6)	199 (16)	429 (7)
	12-23	184 \pm 34	26 \pm 1,7	23,0 (16)	11,8 (16)	177 (16)	361 (16)
	≥ 24	345 \pm 38	32 \pm 1,5	28,9 (16)	12,6 (9)	179 (16)	428 (9)
Aug.07	0-12	30 \pm 4	13 \pm 0,6	40,1 (16)	81,9 (8)	149 (14)	213 (10)
	12-23	240 \pm 40	27 \pm 1,8	18,2 (15)	9,6 (8)	69 (14)	284 (15)
	≥ 24	397 \pm 42	33 \pm 1,3	17,0 (16)	12,1 (15)	101 (15)	420 (13)
Nov.07	0-12	45 \pm 10	16 \pm 1,4	22,5 (16)	5,6 (10)	93 (14)	187 (9)
	12-23	268 \pm 47	28 \pm 1,3	11,3 (16)	11,4 (11)	161 (14)	307 (15)
	≥ 24	428 \pm 59	33 \pm 1,5	19,1 (16)	8,5 (14)	56 (11)	260 (16)

^aAlter nach Angabe der Fischzüchter

^bGesamtlänge

3.7.2. Karpfenstandorte

Der Karpfenstandort 1 wurde im September 2006, März 2007, Juli 2007 und Oktober 2007 aufgesucht. Es wurden insgesamt 79 Karpfen besammelt. Am Karpfenstandort 2 wurden im April 2007, August 2007 und November 2007 insgesamt 29 Karpfen besammelt.

Grösse und Gewicht der einsömmrigen Karpfen unterschieden sich an den beiden Standorten nicht ($P>0,050$). Hingegen zeigten zweisömmrige Karpfen am Standort 1 geringeres mittleres Gewicht (738 ± 625 g) und geringe mittlere Grösse (27 ± 9 cm) als am Standort 2 (1480 ± 204 g bzw. 44 ± 3 cm), ebenso wie dreisömmrige Karpfen bezüglich Gewicht (1484 ± 360 g versus 1872 ± 5 g) und Grösse (43 ± 6 cm versus 49 ± 2) ($P<0,050$).

Tabelle 22. Quecksilber- und Selengehalte ($\mu\text{g/kg FG}$) in Karpfen (Standort 1).

	Hg-MF	Hg-DI	Se-MF	Se-DI
Median	38,5	9,6	98,7	484,7
MIN	15,0	0,92	0,68	40,2
MAX	150,5	76,6	891,1	1761,0
N	79	51	65	65

Quecksilbergehalte im Muskelfleisch korrelierten signifikant positiv mit Quecksilbergehalten im Darminhalt und Selengehalten im Muskelfleisch. Gewicht und Länge der Tiere (aber nicht das Alter) waren signifikant negativ mit Quecksilbergehalten im Muskelfleisch korreliert. Je grösser und schwerer hingegen die Tiere, desto höher die Selengehalte im Darm (Tabelle 23).

Auch am Standort 2 korrelierten Quecksilbergehalte und Selengehalte im Muskelfleisch signifikant positiv (Tabelle 25). Sowohl Gewicht als auch Grösse der Tiere waren signifikant positiv mit Quecksilbergehalten im Muskelfleisch, hingegen negativ mit Selengehalten im Darminhalt korreliert. Selengehalte im Muskelfleisch und Darminhalt waren signifikant negativ korreliert.

Tabelle 23. Korrelationen von Quecksilber- und Selengehalten ($\mu\text{g/kg}$ FG) in Karpfen (Standort 1)

		Hg-MF	Hg-DI	Se-MF	Se-DI	Gewicht
Hg-DI	r	0,583				
	P	0,000				
	N	51				
Se-MF	r	0,358	0,156			
	P	0,003	0,349			
	N	65	38			
Se-DI	r	-0,208	-0,304	-0,132		
	P	0,097	0,034	0,350		
	N	65	49	52		
Gewicht (g)	r	-0,315	-0,199	-0,191	0,365	
	P	0,005	0,161	0,128	0,003	
	N	79	51	65	65	
Gesamtlänge (cm)	r	-0,263	-0,113	-0,202	0,466	0,958
	P	0,019	0,431	0,106	0,000	0,000
	N	79	51	65	65	79

Signifikante Korrelationen ($P < 0,050$) in Fettdruck.

Tabelle 24. Quecksilber- und Selengehalte ($\mu\text{g/kg}$ FG) in Karpfen (Standort 2).

	Hg-MF	Hg-DI	Se-MF	Se-DI
Median	45,1	17,2	156,8	390,0
MIN	25,1	2,47	37,3	205,6
MAX	85,9	56,4	273,4	10792,9
N	29	27	26	23

Tabelle 25. Korrelationen von Quecksilber- und Selengehalten ($\mu\text{g/kg}$ FG) in Karpfen (Standort 2).

		Hg-MF	Hg-DI	Se-MF	Se-DI	Gewicht
Hg-DI	r	0,092				
	P	0,647				
	N	27				
Se-MF	r	0,398	-0,366			
	P	0,044	0,079			
	N	26	24			
Se-DI	r	-0,571	0,037	-0,487		
	P	0,004	0,871	0,029		
	N	23	22	20		
Gewicht (g)	r	0,815	-0,165	0,221	-0,694	
	P	0,000	0,410	0,279	0,000	
	N	29	27	26	23	
Gesamtlänge (cm)	r	0,808	-0,195	0,204	-0,731	0,974
	P	0,000	0,329	0,316	0,000	0,000
	N	29	27	26	23	29

Signifikante Korrelationen ($P < 0,050$) in Fettdruck.

Am Karpfenstandort 2 waren Quecksilber- und Selengehalte im Muskelfleisch und Darminhalt signifikant mit dem Alter der Tiere korreliert (Tabelle 25), wobei die Konzentrationen im Muskelfleisch anstiegen, die Werte im Darminhalt hingegen mit dem Alter abnahmen.

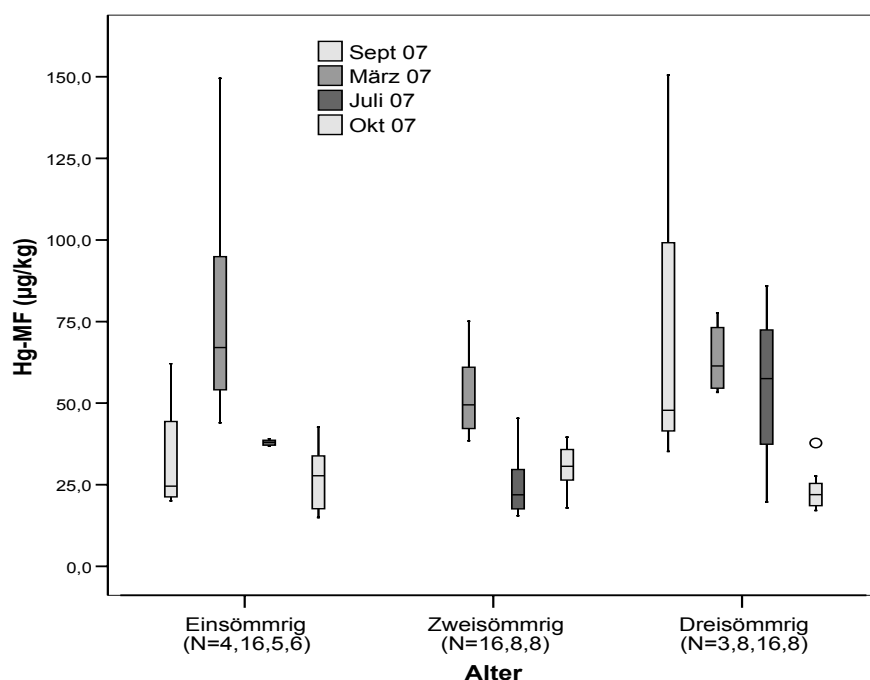
Tabelle 26. Quecksilber- und Selengehalte in Karpfen unterschiedlichen Alters.

Alter ^a		Hg-MF (µg/kg FG)	Hg-DI (µg/kg FG)	Se-MF (µg/kg FG)	Se-DI (µg/kg FG)
Einsömmrig	Median	36,9	24,5	123,2	616,4
	MIN	25,1	2,5	37,3	445,3
	MAX	42,6	56,4	273,4	10792,9
	N	13	11	10	7
Zweisömmrig	Median	54,8	35,1	122,4	379,2
	MIN	38,7	9,7	57,4	205,6
	MAX	71,6	50,6	222,0	451,2
	N	8	8	8	8
Dreisömmrig	Median	66,8***	8,9*	220,1*	283,5*
	MIN	49,3	5,1	125,3	227,6
	MAX	85,9	14,6	236,8	456,9
	N	8	8	8	8

***P<0,001; *P<0,050

^aAlter nach Angabe der Fischzüchter

Sowohl im Muskelfleisch als auch im Darminhalt wurden die höchsten Quecksilbergehalte zumeist im Frühjahr und Sommer bzw. die niedrigsten Werte im Herbst beobachtet (Abbildungen 22, 23) (P<0,050).

**Abbildung 28.** Quecksilbergehalte im Muskelfleisch von Karpfen in Relation zum Alter und zur Jahreszeit.

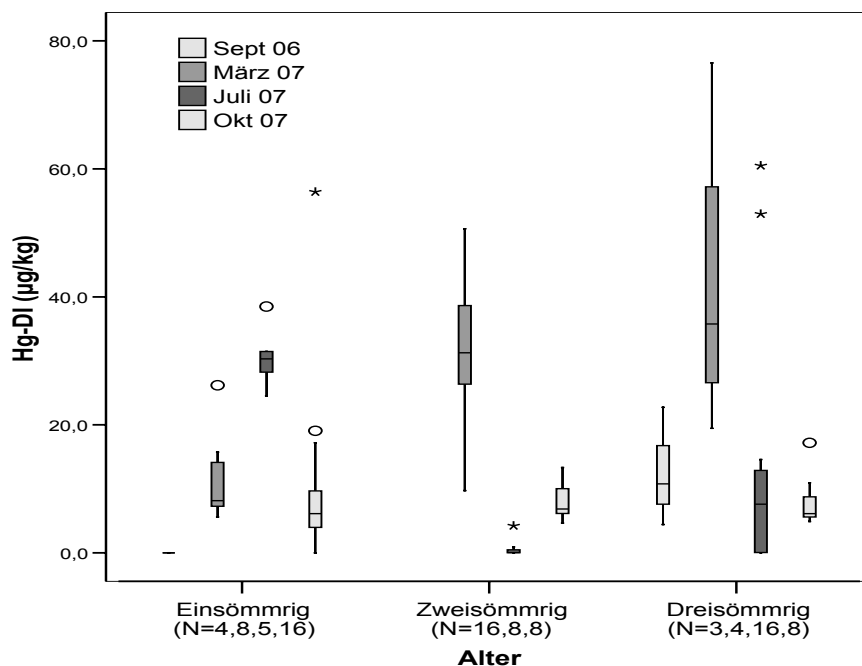


Abbildung 29. Quecksilbergehalte im Darminhalt von Karpfen in Relation zum Alter und zur Jahreszeit.

3.7.3. Wildfänge und Marktproben

Wildfänge Forellen (N=5): Zwei Forellen stammen aus dem Gossenköllesee in Tirol, drei Forellen aus dem Untertalbach in der Steiermark.

Marktproben Forellen (N=13): Acht Proben stammen aus Aquakultur in Italien, zwei Proben aus Spanien. Drei Proben stammen aus einer österreichischen Aquakultur aus dem Waldviertel und wurden in dem, dem Betrieb angeschlossenen Geschäft gekauft.

Tabelle 27. Quecksilber- und Selengehalte (µg/kg FG) in Forellen (Wildfänge und Marktproben).

		Hg-MF	Hg-DI	Se-MF	Se-DI
Wildfänge	Median	68,2	29,2	542,8	963,6
	MIN	49,6	22,0	427,6	512,6
	MAX	157,9	57,7	1365,7	1073,9
	N	5	5	5	5
Marktproben	Median	25,4	5,8	203,8	417,4
	MIN	6,6	5,8	64,4	417,4
	MAX	68,0	5,8	259,1	417,4
	N	13	1	13	1

Wildfänge Karpfen (N=16): 13 Karpfen stammen aus dem Kühwörtherwasser (Lobau). Zwei Tiere wurden in Waidhofen an der Thaya (Waldviertel) gefangen. Ein Karpfen stammt aus dem Neusiedlersee.

Marktproben (N=37): Insgesamt wurden 37 Proben in verschiedenen Supermärkten und Märkten in Wien gezogen.

Tabelle 28. Quecksilber- und Selengehalte ($\mu\text{g/kg FG}$) in Karpfen (Wildfänge und Marktproben).

		Hg-MF	Hg-DI	Se-MF	Se-DI
Wildfänge	Median	42,0	17,2	130,3	359,2
	MIN	16,6	1,6	67,1	115,9
	MAX	197,6	34,3	679,6	937,7
	N	16	16	16	16
Marktproben	Median	19,7	9,8	92,7	609,8
	MIN	1,9	0,3	15,1	95,2
	MAX	83,5	44,7	839,5	2460,5
	N	35	19	32	22

3.8. Anreicherung von Quecksilber und Selen in der Nahrungskette

Die mediane Quecksilberbelastung in Karpfen war höher als in Organismen niedrigeren trophischen Niveaus, den Benthos- und Nektontieren (Abbildung 24). Flussflohkrebse (*Gammarus roeseli*), Schwimmwanzen (*Ilyocoris cimicoides*) und Rückenschwimmer (*Notonecta sp.*) wiesen vereinzelt sehr hohe Quecksilberwerte auf (Tabelle 14). Die Quecksilbergehalte im Zooplankton der Karpfengewässer lagen über, die Quecksilberwerte in Futtermitteln (Getreide, DAN-EX) lagen unter den Muskelfleisch-Gehalten von Forellen und Karpfen. An den Karpfenstandorten wurden höhere Quecksilberkonzentrationen in Schweb- und Sedimentproben gefunden als an Forellenstandorten. Bei Forellen als auch bei Karpfen waren die Quecksilbergehalte im Darminhalt niedriger als im Muskelfleisch.

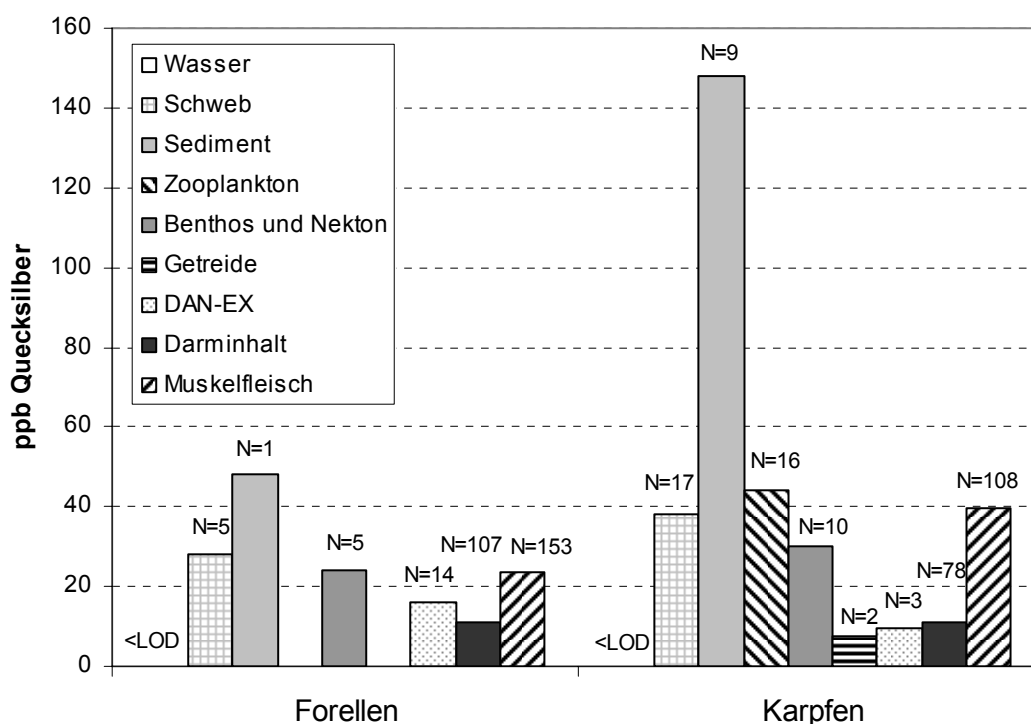


Abbildung 30. Mediane Quecksilbergehalte in seminaturlichen aquatischen Nahrungsketten.

Die medianen Selengehalte im Muskelfleisch von Forellen und Karpfen waren niedriger als im Darminhalt und in den untersuchten Umweltkompartimenten, aber höher als im Getreide (Abbildung 25). Forellen akkumulierten deutlich weniger Quecksilber als Karpfen, sie zeigten im Mittel etwa halb so hohe Gehalte als Karpfen (24 versus 39 µg/kg, $P < 0,001$). Selengehalte in Forellen (135 µg/kg) lagen über den Gehalten in Karpfen (107 µg/kg) ($P = 0,023$). Quecksilbergehalte im Darminhalt von Forellen und Karpfen zeigten keinen statistisch signifikanten Unterschied ($P = 0,133$), hingegen waren die Selengehalte im Darminhalt von Karpfen (400 µg/kg) höher als von Forellen (314 µg/kg) ($P = 0,001$).

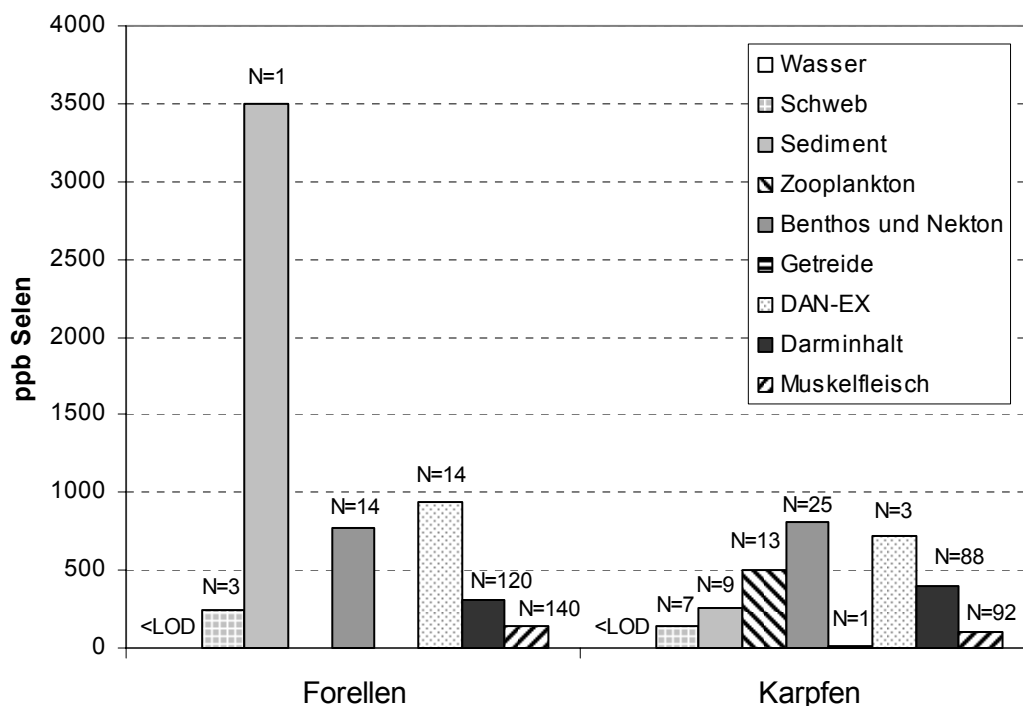


Abbildung 31. Mediane Selengehalte in seminaturalen aquatischen Nahrungsketten.

Korrelationsanalysen von Metallgehalten und Umgebungskonzentrationen waren nur an den Karpfenstandorten möglich, da an den Forellenstandorten zu wenige Sediment-, Schweb-, Zooplankton-, Benthos- und Nektonproben vorhanden waren.

Quecksilbergehalte im Muskelfleisch der Karpfen waren positiv mit Gehalten im Schweb, Zooplankton und Darminhalt korreliert (Tabelle 29). Die Gehalte des Darminhalts waren tendenziell mit Quecksilbergehalten im Schweb assoziiert, zeigten aber auch eine inverse Korrelation mit Quecksilbergehalten von Benthos- und Nektonorganismen. Selengehalte im Muskelfleisch waren mit Selengehalten im Schweb, Zooplankton, Benthos- und Nektonorganismen korreliert. Selengehalte im Darminhalt von Karpfen korrelierten hoch signifikant mit Sedimentgehalten.

Tabelle 29. Korrelationen von Metallgehalten ($\mu\text{g/kg FG}$) in Karpfen (beide Standorte) mit Sediment, Schweb, Zooplankton, Benthos und Nekton.

	Hg-MF	Hg-DI		Se-MF	Se-DI
Hg-DI	r 0,470 P 0,000 N 78		Se-DI	r -0,211 P 0,076 N 72	
Hg-Sediment (<50 μm)	r -0,085 P 0,438 N 85	-0,189 0,145 61	Se-Sediment (<50 μm)	r -0,277 P 0,019 N 71	0,907 0,000 66
Hg-Schweb	r 0,582 P 0,000 N 45	0,352 0,052 31	Se-Schweb	r 0,648 P 0,001 N 21	-0,298 0,262 16
Hg-Zooplankton	r 0,562 P 0,000 N 45	0,015 0,937 31	Se-Zooplankton	r 0,618 P 0,001 N 26	-0,173 0,430 23
Hg-Benthos+Nekton	r -0,049 P 0,834 N 21	-0,567 0,007 21	Se-Benthos+Nekton	r 0,648 P 0,001 N 21	-0,298 0,262 16

Signifikante Korrelationen ($P < 0,050$) in Fettdruck.

3.9. Vergleich der Quecksilber- und Selengehalte in Zuchtfischen, Wildfängen und Marktproben

3.9.1. Quecksilbergehalte

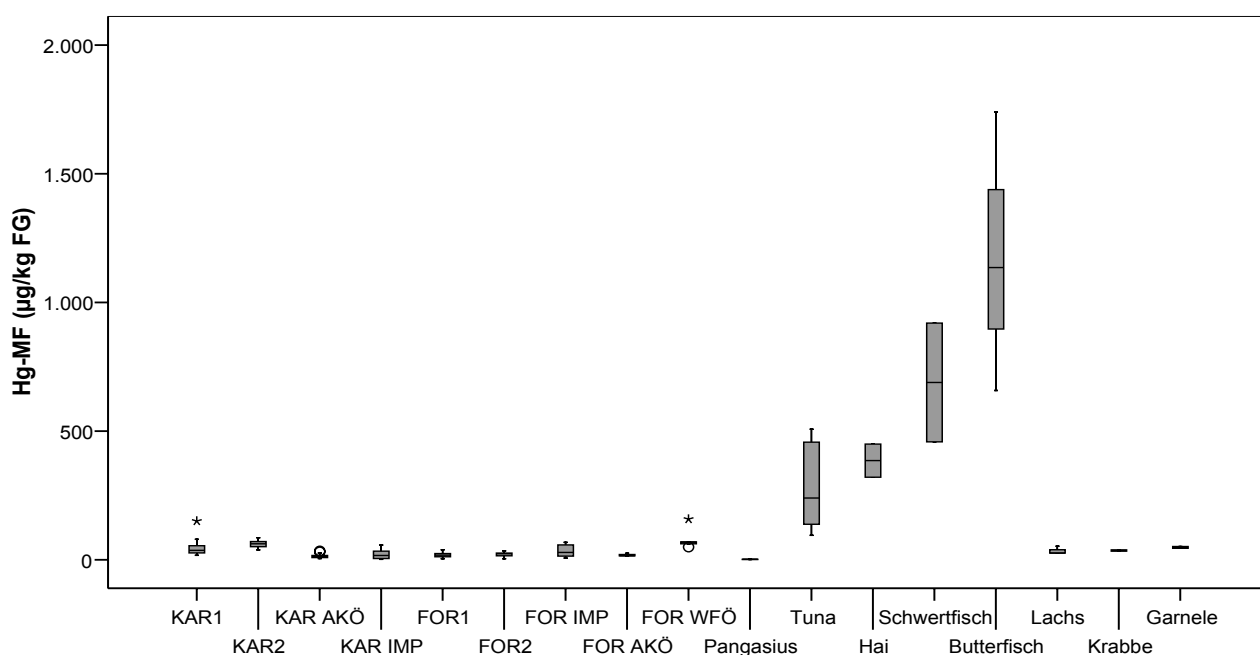


Abbildung 32. Quecksilbergehalte in Forellen und Karpfen (Verkaufsalter) und Meeresfrüchten. (N= 33, 16, 14, 12, 50, 49, 10, 3, 5, 3, 6, 2, 2, 3, 3, 2, 2).

Thunfisch, Hai, Schwertfisch und insbesondere Butterfisch waren deutlich höher mit Quecksilber belastet ($P < 0,001$) als Forellen, Karpfen und andere Meeresfrüchte (Lachs, Krabbe, Garnele) (Abbildung 26).

Innerhalb der untersuchten Karpfen zeigten sich ebenfalls signifikante Unterschiede (Abbildungen 27, 28). Karpfen am Standort 2 hatten signifikant höhere Gehalte im Muskelfleisch als Karpfen am Standort 1 ($P=0,001$). Die Gehalte in Karpfen vom Standort 1 und 2 unterschieden sich nicht signifikant von jenen in Karpfen-Wildfängen ($P>0,050$). Sie lagen jedoch deutlich über den Gehalten von Karpfen aus anderen österreichischen Zuchtbetrieben ($P<0,001$) und von importierten Karpfen aus Tschechien ($P<0,050$). Der höchste Quecksilberwert ($198\text{ }\mu\text{g/kg}$) wurde in einem Karpfen aus dem Kühwörtherwasser (Untere Lobau) gefunden.

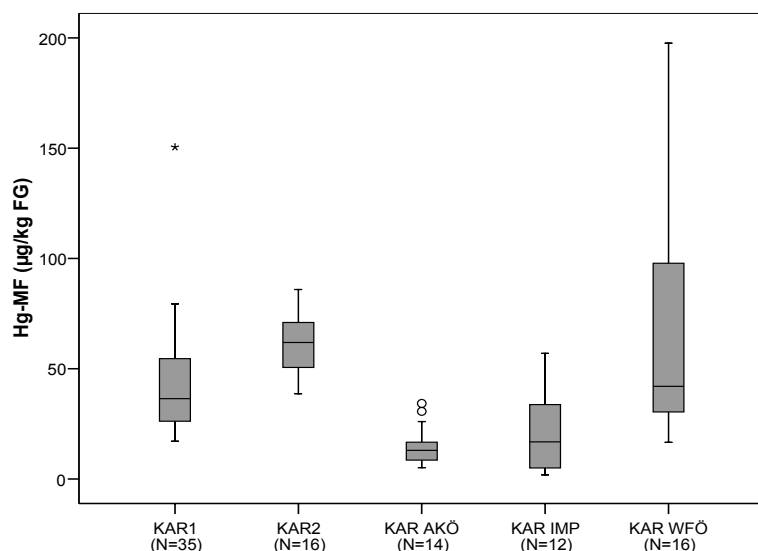


Abbildung 33. Vergleich der Quecksilbergehalte im Muskelfleisch von Karpfen: Zuchtfische im Verkaufsalter versus Marktproben und Wildfänge.

Quecksilbergehalte im Darminhalt von Karpfen am Standort 1 und 2 und von Karpfen-Wildfängen zeigten keinen signifikanten Unterschied ($P>0,050$). Die Gehalte in Karpfen aus anderen österreichischen Zuchtbetrieben und in importierten Karpfen waren signifikant niedriger als in den übrigen Karpfen ($P<0,050$).

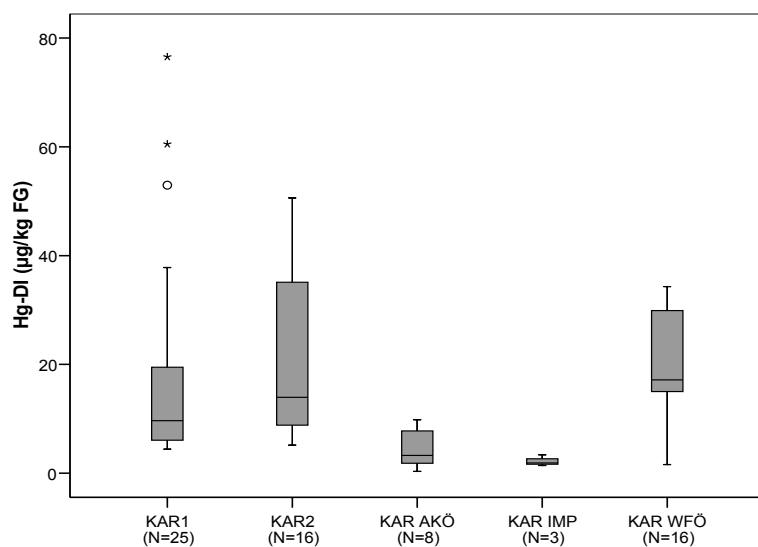


Abbildung 34. Vergleich der Quecksilbergehalte im Darminhalt von Karpfen: Zuchtfische im Verkaufsalter versus Marktproben und Wildfänge.

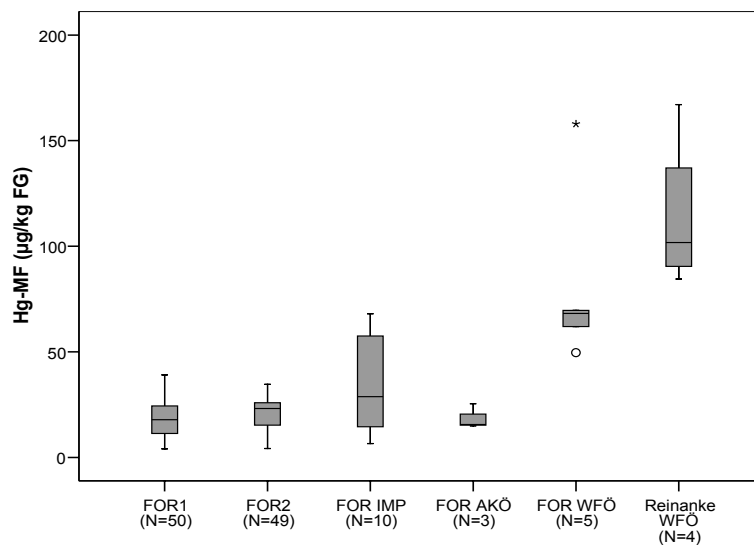


Abbildung 35. Vergleich der Quecksilbergehalte im Muskelfleisch von Forellen: Zuchtfische im Verkaufsalter versus Marktpfunden und Wildfänge.

Forellen am Standort 2 hatten signifikant höhere Quecksilbergehalte im Muskelfleisch und im Darminhalt als Forellen am Standort 1 ($P=0,025$ bzw. $P<0,001$) (Abbildung 29, 30). Die Gehalte in Muskelfleisch und Darminhalt von Forellen-Wildfängen (Untertalbach, Gossenköllesee) und Reinanken-Wildfängen (Fuschlsee) waren signifikant höher ($P<0,001$) im Vergleich zu Forellen aus österreichischen Zuchtbetrieben und zu importierten Forellen aus Italien und Spanien ($P<0,001$).

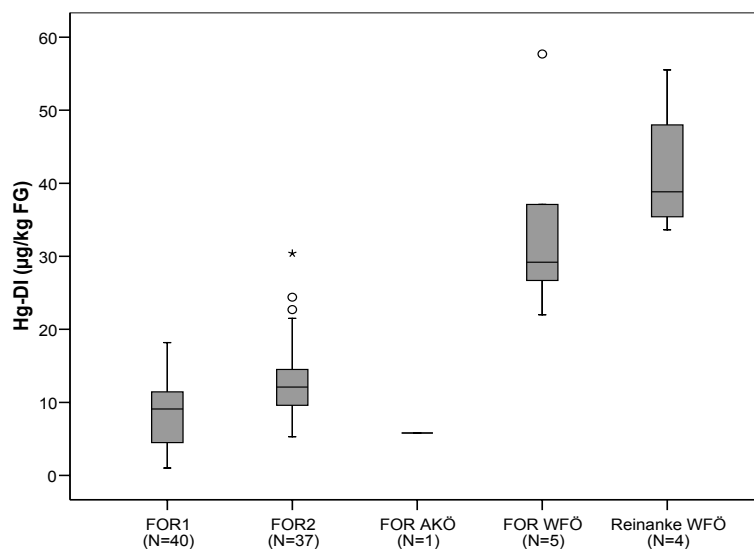


Abbildung 36. Vergleich der Quecksilbergehalte im Darminhalt von Forellen: Zuchtfische im Verkaufsalter versus Marktpfunden und Wildfänge.

3.9.2. Selengehalte

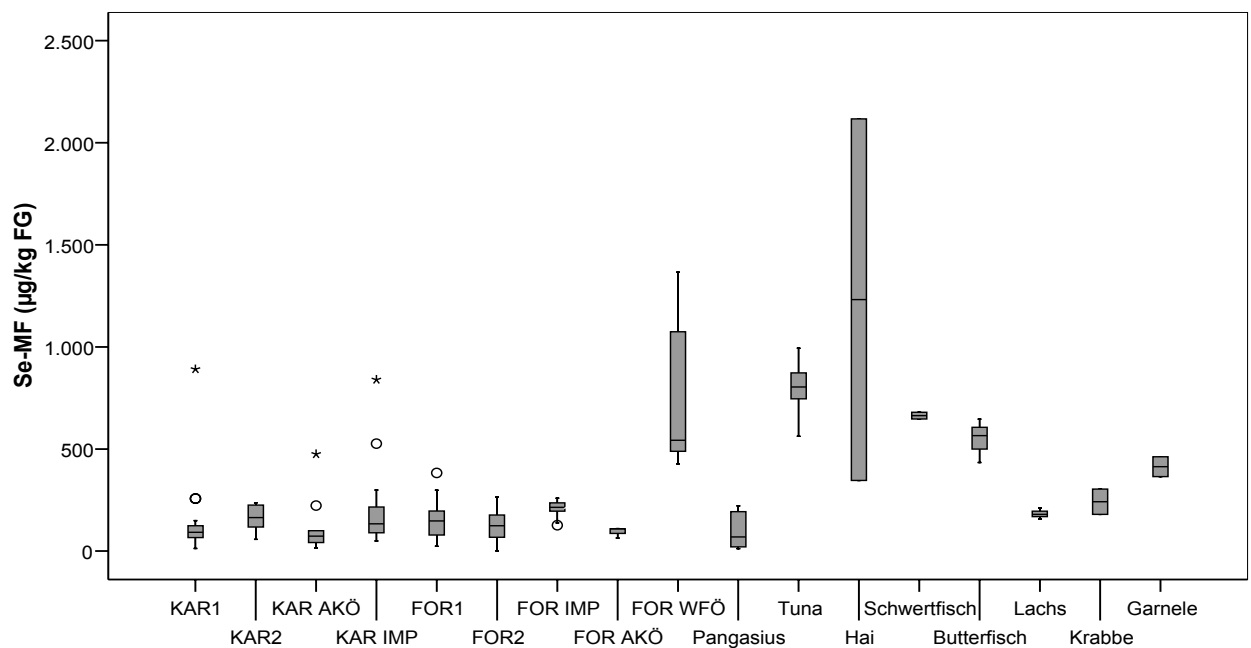


Abbildung 37. Selengehalte in Forellen und Karpfen (Verkaufsalter) und Meeresfrüchten. (N= 24, 16, 10, 13, 45, 45, 10, 3, 5, 5, 6, 2, 2, 3, 3, 2, 2).

Meeresfrüchte, Pangasius, Lachs- und Forellen-Wildfänge akkumulierten höhere Selenmengen als Zuchtforellen und Karpfen ($P < 0,001$; Abbildung 31).

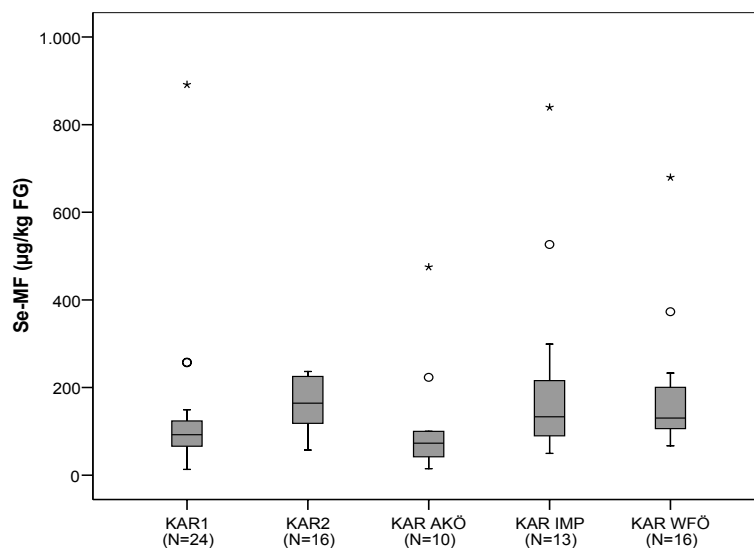


Abbildung 38. Vergleich der Selengehalte im Muskelfleisch von Karpfen: Zuchtfische im Verkaufsalter versus Marktpfunden und Wildfänge.

Karpfen am Standort 1 hatten niedrigere Selengehalte im Muskelfleisch, aber höhere Gehalte im Darminhalt im Vergleich zu Karpfen vom Standort 2 und zu Karpfen-Wildfängen ($P < 0,050$, Abbildungen 32, 33). Karpfen aus anderen österreichischen Zuchtbetrieben zeigten im Mittel die niedrigsten Selengehalte im Muskelfleisch und die höchsten Selengehalte im Darminhalt.

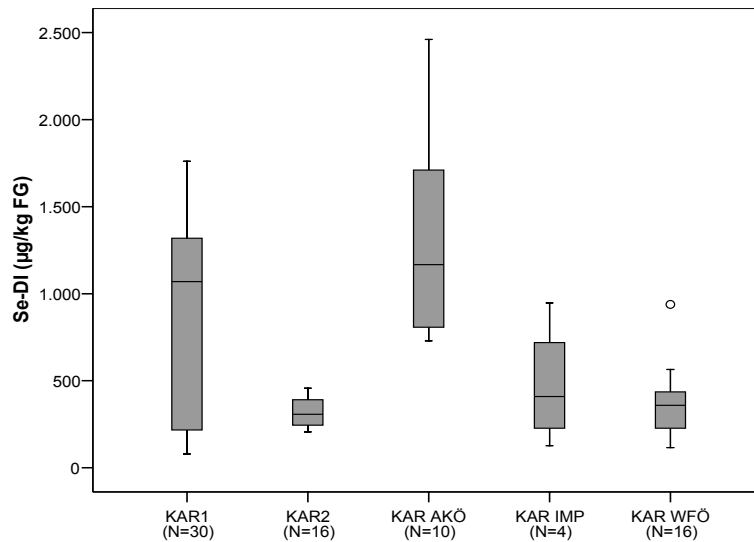


Abbildung 39. Vergleich der Selengehalte im Darminhalt von Karpfen: Zuchtfische im Verkaufsalter versus Marktproben und Wildfänge.

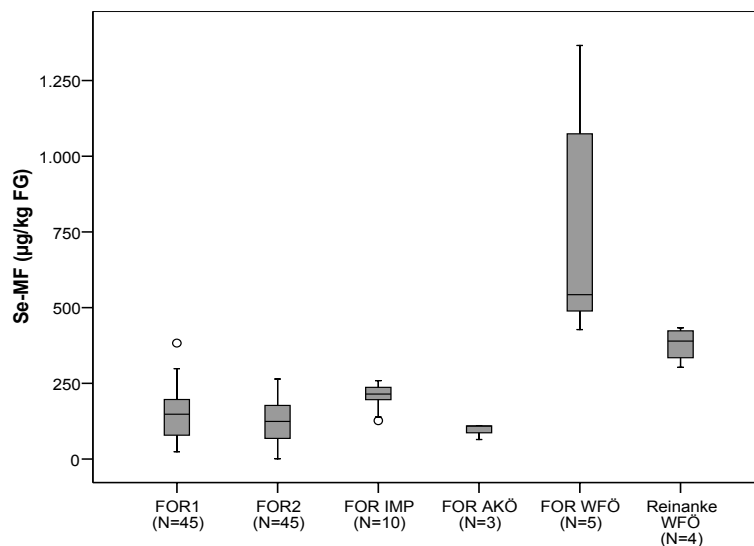


Abbildung 40. Vergleich der Selengehalte im Muskelfleisch von Forellen: Zuchtfische im Verkaufsalter versus Marktproben und Wildfänge.

Die Selengehalte in Muskelfleisch und Darminhalt von Forellen am Standort 1 unterschieden sich nicht signifikant von jenen in Forellen vom Standort 2 ($P=0,268$ bzw. $P=0,084$) (Abbildungen 34, 35). Deutlich höhere Selengehalte in Muskelfleisch und Darminhalt wiesen hingegen Forellen-Wildfänge und Reinanken-Wildfänge auf ($P<0,001$). Forellen aus anderen österreichischen Zuchtbetrieben zeigten im Mittel die niedrigsten Selengehalte im Muskelfleisch.

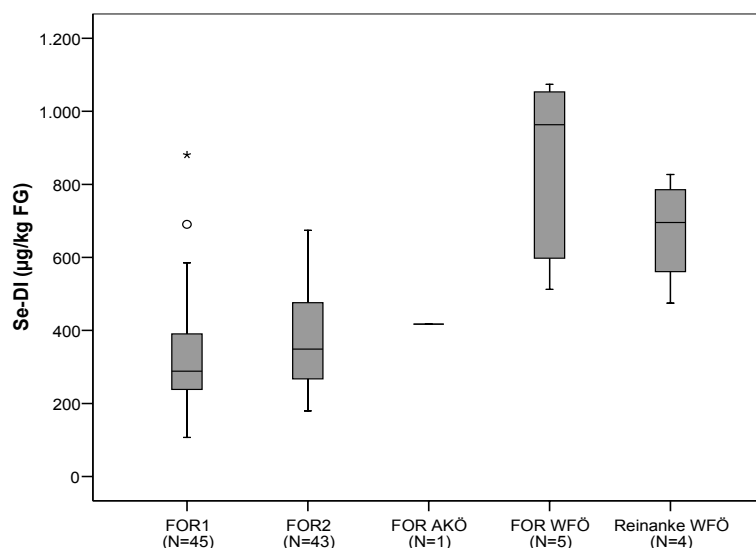


Abbildung 41. Vergleich der Selengehalte im Darminhalt von Forellen: Zuchtfische im Verkaufsalter versus Marktpfunden und Wildfänge.

Unter allen untersuchten Wildfängen zeigten Hecht und Wels die höchsten Quecksilbergehalte bzw. Forellen aus dem Gossenköllesee die höchsten Selengehalte. Die Karpfen aus dem Kühwörtherwasser (Lobau) wiesen die jeweils niedrigsten Quecksilber- und Selengehalte auf (Tabelle 30).

Tabelle 30. Quecksilber- und Selengehalte in Wildfängen aus österreichischen Gewässern.

Standorte			Hg-MF (µg/kg FG)	Se-MF (µg/kg FG)
Forelle	Gossenköllesee	Median	68,2	542,8
		N	5	5
Karpfen	Lobau, Thaya	Median	42,0	130,3
		N	16	16
Barsch	Neusiedlersee	Median	62,7	276,9
		N	5	5
Wels	Neusiedlersee	Median	299,4	522,9
		N	1	1
Hecht	Neusiedlersee	Median	339,2	417,6
		N	1	1
Reinanke	Fuschlsee	Median	101,8	389,7
		N	4	4

3.10. Geschlechtsspezifische Unterschiede

Eine eindeutige Geschlechtsbestimmung konnte nur bei geschlechtsreifen Karpfen vorgenommen werden. Signifikant höhere Quecksilbergehalte wurden im Muskelfleisch weiblicher Karpfen (Rogner) gefunden ($P < 0,050$), allerdings betraf dies nur Karpfen-Marktproben und Karpfen-Wildfänge (Abbildung 36). Keine geschlechtsspezifischen Unterschiede wurden am Karpfenstandort 1 und 2 beobachtet. Quecksilberkonzentrationen im Darminhalt und die Selengehalte in Muskelfleisch und Darminhalt zeigten keine Unterschiede bei Rognern und Milchnern.

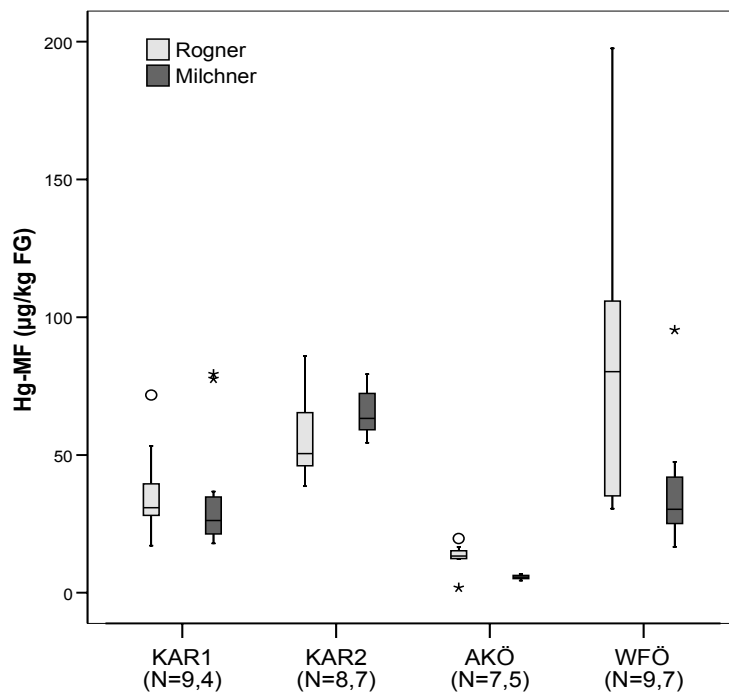


Abbildung 42. Geschlechtsspezifische Quecksilbergehalte im Muskelfleisch von Karpfen.

3.11. Selen-Quecksilberverhältnis in Fischen und Meeresfrüchten

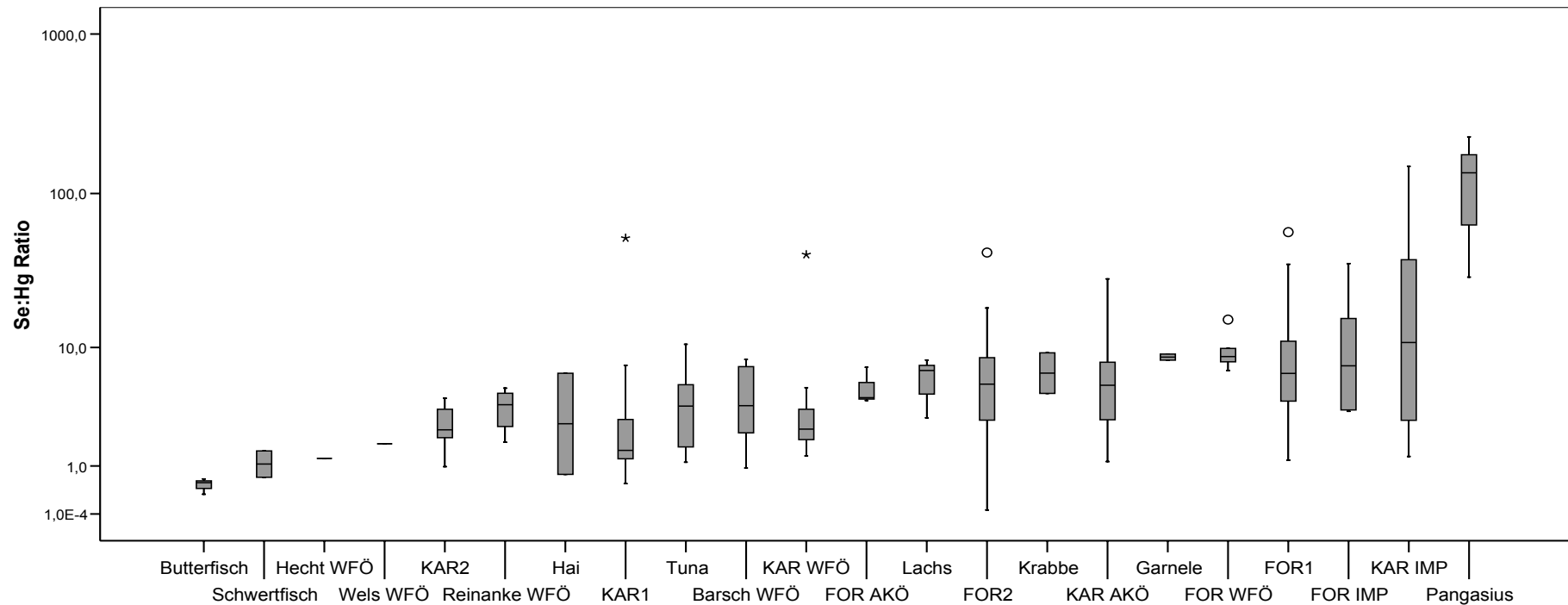


Abbildung 43. Selen-Quecksilberverhältnis in untersuchten Süßwasserfischen und Meeresfrüchten in aufsteigender Reihenfolge. (N= 3, 2, 1, 1, 16, 4, 2, 24, 6, 5, 16, 3, 3, 44, 2, 10, 2, 5, 45, 10, 12, 3).

Bezüglich des Selen-Quecksilberverhältnisses ließ sich kein klarer Unterschied zwischen Süßwasserfischen und Meerestieren erkennen (Abbildung 37). Das günstigste Selen-Quecksilber-Verhältnis weist der Pangasius auf, das ungünstigste der Butterfisch. Forellen wiesen zumeist ein besseres Selen-Quecksilber-Verhältnis auf als Karpfen.

4. DISKUSSION

4.1. Charakteristik der Forellen- und Karpfenstandorte

4.1.1. Abiotische Gewässerparameter

Forellen- und Karpfenstandorte zeigten erwartungsgemäß charakteristische Unterschiede hinsichtlich chemisch-physikalischer Parameter. Im Vergleich zu Forellengewässern zeigten die Karpfenteiche eine stärkere Trübung durch organische Partikel bei gleichzeitig niedrigeren TIC-, DIC-Gehalten (i.e. niedrigere Belastung mit partikulären und gelösten anorganischen Substanzen) sowie eine niedrigere Leitfähigkeit (i.e. eine geringere Ionenkonzentration), und eine geringere Wasserhärte (Abbildungen 16, 17). Dementsprechend geringer waren Primärproduktion -gemessen als Chlorophyll-a-Gehalt- und Zooplanktondichte in den Forellengewässern. War die Gewässertemperatur erhöht, waren auch Gesamttrübe, DOC, pH-Wert und Primärproduktion signifikant höher (Tabelle 10). Forellengewässer erreichten auch im Hochsommer keine höhere Temperatur als 16°C. Der Sauerstoffgehalt war am Forellenstandort 2 und am Karpfenstandort 2 höher als am Forellenstandort 1 und am Karpfenstandort 1.

Oben genannte Faktoren tragen wesentlich zur Metallverfügbarkeit in Gewässern bei. In Zeiten erhöhter Primärproduktion nimmt die Menge gelöster Metalle durch Akkumulationsvorgänge ab. Die CaCO_3 -Härte hat einen indirekten Einfluss auf die Mobilität von Schwermetallen, da die Pufferkapazität den pH-Wert eines Gewässers reguliert. Der pH-Wert reguliert direkt die Löslichkeit von Schwermetallen, je niedriger der pH-Wert, desto löslicher oder mobiler die Metalle. Der pH-Wert der untersuchten Gewässer schwankte kaum, nur im März 2007 wurde ein sehr niedriger pH-Wert von 3 am Karpfenstandort 1 gemessen (Tabelle 8). Art und Menge suspendierter Trübstoffe bestimmen wiederum die Metallverteilung zwischen gelöster und fester Phase (Fent 2003). DOC spielt eine Rolle in Transport und Bioverfügbarkeit von Quecksilber an der Sediment-Wasser-Grenze (Zhou und Wong 2000). Gorski et al. (2006) zeigten in Seen, dass die Bioverfügbarkeit von Methylquecksilber von der Menge an gelöstem organischem Material abhängt.

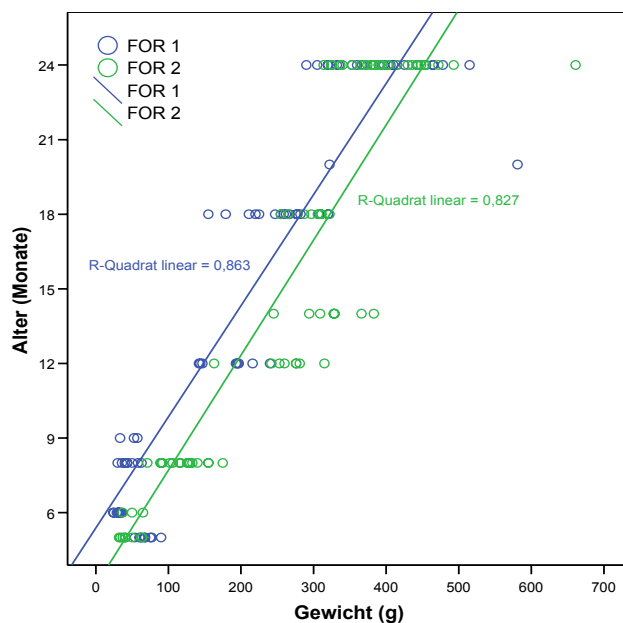
4.1.2. Quecksilber- und Selengehalte in Schweb, Sediment und Zooplankton

Sedimente konnten an den Forellenstandorten nur selten beprobt werden (Tabelle 2). Am Forellenstandort 2 war keine Beprobung von Sediment möglich, da die Tiere in betonierten Becken gehalten werden. An den Karpfenstandorten wurden höhere Quecksilbergehalte im Schweb und Sediment gefunden als an den Forellenstandorten (Abbildungen 18, 19); hingegen waren die Selengehalte in Schweb und Sediment an den Forellenstandorten höher. Wegen der geringen Probenzahlen können die Sedimentgehalte der Forellenstandorte nur als vorläufige Werte betrachtet werden.

Wie oben angemerkt, war die Zooplanktondichte an den Forellenstandorten sehr gering. Mit den hier angewandten Methoden (Schindler-Schöpfer) konnte Zooplankton nicht erfolgreich beprobt werden. Die meisten Zooplanktonproben wurden am Karpfenstandort 2 gewonnen; hier wurde eine engmaschige Beprobung von Mai bis

November 2007 im Abstand von 10-15 Tagen durchgeführt. Die Zooplanktongehalte variierten insgesamt sehr stark, mehrmals lagen die Werte unter der Nachweisgrenze. Dies könnte zum Teil an den Starkregenereignissen liegen, die den Probennahme im September vorausgingen bzw. am jahreszeitbedingten deutlichen Rückgang der Zooplanktondichte ab Mitte Oktober. Höchstgehalte wurden im Mai und September erreicht (Abbildung 20). Dies deckt sich nur zum Teil mit den Ergebnissen von Garcia et al. (2007), die Methylquecksilber-Höchstgehalte im Sommer fanden, hingegen die niedrigsten Werte im Frühjahr und Herbst. Die Ergebnisse sind nicht vergleichbar, da Garcia et al. ihre Untersuchung in Seen durchführten, des Weiteren wurde organisches Quecksilber analysiert, dessen Produktion wiederum von Lichtverhältnissen, gelöstem organischen Verbindungen und Planktonaktivität abhängt (Guevara et al. 2008). Unsere Korrelationsanalysen zeigten, dass Gesamttrübe, organische und anorganische Trübe, TOC, TIC, DOC, DIC und Temperatur mit Quecksilbergehalten im Zooplankton assoziiert sind, ebenso wie partikuläre organische Belastung und Selengehalte im Zooplankton.

4.1.3. Alter, Größe und Gewicht der Fische



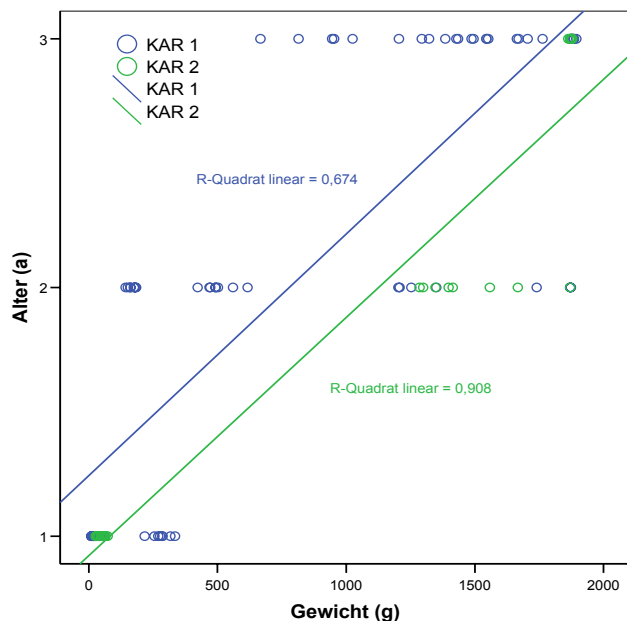


Abbildung 44. Wachstum von Forellen und Karpfen (Standorte 1 und 2).

Am Forellenstandort 2 und am Karpfenstandort 2 waren die Tiere vergleichbaren Alters im Mittel jeweils größer und schwerer, wobei sich das Wachstum (als lineare Funktion) an den jeweils beiden Standorten kaum unterschied. Wie aus Abbildung 38 erkennbar, war die mittlere Gewichtszunahme von einsömmrigen zu dreisömmrigen Karpfen am Karpfenstandort 1 (1520 g) geringer als am Karpfenstandort 2 (1825 g). Diese Ergebnisse sind lediglich als Hinweis zu werten, da die Wachstumsraten aus mehreren Gründen nicht exakt bestimmt werden konnten. Zum einen erfolgte keine genaue Altersbestimmung (die Altersangabe erfolgte durch die Züchter), weiters war es im Rahmen dieser Studie nicht möglich, dieselben Fischgruppen kontinuierlich zu beproben.

4.1.4. Quecksilber- und Selengehalte von Forellen und Karpfen

Bei vergleichbar hohen Quecksilbermengen im Darminhalt der Zuchtfische (Median: 11 µg/kg) akkumulierten Forellen deutlich weniger Quecksilber als Karpfen, sie zeigten im Mittel etwa halb so hohe Gehalte als Karpfen (24 versus 39 µg/kg). Wir beobachteten altersabhängige Unterschiede in der Quecksilberakkumulation bei Forellen und Karpfen (siehe 4.3.2. Alter, Größe, Gewicht). Die Altersstruktur (Tabelle 31) und die Gesamtlänge ($P=0,220$) unterschieden sich bei Forellen und Karpfen nicht. Die höheren Quecksilbergehalte in Karpfen könnten aber mit dem höheren Gewicht der Karpfen (814 ± 748 versus 240 ± 150) erklärt werden ($P < 0,001$). Dewailly et al. (2007) beschrieben für Zuchtforellen Quecksilbergehalte von 21 µg/kg. Čelechovská et al. (2007) fanden in Teichkarpfen aus Tschechien Werte von 25 µg/kg, Goldstein et al. (1996) beschrieben für Wildkarpfen aus dem Red River in Kanada Werte von 180 µg/kg.

Tabelle 31. Altersstruktur der untersuchten Zuchtfische.

Karpfen	N	%	Forellen	N	%
1sömmrig	41	38	>0-11Monate	54	35
2sömmrig	32	30	12-23 Monate	48	31
3sömmrig	35	32	≥24 Monate	52	34
Gesamt	108	100	Gesamt	154	100

Chi Quadrat Test P=0,891

Selengehalte in Forellen (135 µg/kg) lagen über den Gehalten in Karpfen (107 µg/kg) trotz niedrigerer Selengehalte im Darminhalt (314 versus 400 µg/kg) (Abbildungen 24, 25). Selengehalte in Forellen variieren sehr stark. Chien et al. (2002) fanden Werte von 1350 µg/kg (Taiwan), Kadrabova et al. (2005) von 290 g/kg (Slowakei) und Evans et al. (2005) beschrieben Werte von 270-400 µg/kg (Kanada).

Forellen am Forellenstandort 2 hatten signifikant höhere Quecksilbergehalte im Muskelfleisch und im Darminhalt als Forellen am Standort 1 (Abbildungen 29, 30); kein standortspezifischer Unterschied wurde hinsichtlich Selenakkumulation gefunden. Karpfen am Karpfenstandort 2 zeigten höhere Quecksilbergehalte in Muskelfleisch und Darminhalt als Karpfen am Standort 1 (Abbildungen 27, 28). Höhere Quecksilbergehalte im Muskelfleisch von Forellen und Karpfen können also mit gleichzeitig erhöhten Gehalten im Darminhalt erklärt werden. Erhöhte Darminhalt-Konzentrationen lassen auf eine erhöhte Quecksilberbelastung der Nahrung und dementsprechend höhere Resorptions- und Akkumulationsraten schließen. Mit Ausnahme des Karpfenstandortes 2 waren Quecksilbergehalte in Muskelfleisch und Darminhalt stets signifikant positiv korreliert (Tabellen 18, 20, 23, 25).

Auch die Wachstumsrate könnte variierende Quecksilber-Akkumulationsraten erklären. McClain et al. (2006) beschrieben höhere Quecksilber-Akkumulation in langsam wachsenden Fischen. Wir beobachteten zwar Größen- und Gewichtsunterschiede beim Vergleich der Forellenstandorte und der Karpfenstandorte mit jeweils größeren und schwereren Tieren am Forellenstandort 2 und am Karpfenstandort 2 (Abbildung 38), die für eine Bioakkumulation mit zunehmendem Gewicht und zunehmender Größe sprechen. Die größten Größen/und Gewichtsunterschiede wurden bei Forellen als auch bei Karpfen in den mittleren Altersgruppen gefunden (siehe 3.7.1. Forellenstandorte, 3.7.2. Karpfenstandorte). Diese Ergebnisse lassen auf standortspezifisch unterschiedliche Wachstumsraten schließen. Zur Überprüfung des Zusammenhangs von Wachstumsrate und Quecksilberakkumulation sind weitere Untersuchungen notwendig.

Keine Übereinstimmung wurde für Selengehalte in Muskelfleisch und Darminhalt der Karpfen gefunden. Die Selengehalte im Darminhalt von Karpfen waren am Standort 2 niedriger als am Standort 1 und können so die höheren Muskelfleisch-Gehalte am Standort 2 nicht erklären (Abbildungen 32, 33). Hier ist anzumerken, dass das essentielle Spurenelement Selen im Gegensatz zum nicht-essentiellen Quecksilber homöostatischen Regulationsmechanismen unterliegt, d.h. Selenaufnahme und -ausscheidung werden zur Aufrechterhaltung essentieller Funktionen bzw. zur Vermeidung toxischer Wirkungen von Selen in einem bestimmten Konzentrationsbereich gesteuert (siehe 4.4. Anreicherung von Quecksilber und Selen in seminaturalen aquatischen Nahrungsketten). Die Bioregulation kann erklären, warum, trotz

unterschiedlich hoher Gehalte im Außenmedium (hier Darminhalt), Selen im Muskelfleisch auf vergleichbarem Niveau akkumuliert wird.

4.2. Einflussfaktoren der Quecksilber- und Selengehalte in Forellen und Karpfen

4.2.1. Abiotische Gewässerparameter

Chemisch-physikalische Gewässerparameter und Chlorophyll-a-Gehalt zeigten keinen statistisch signifikanten Zusammenhang mit Quecksilber- und Selengehalten in Forellen und Karpfen ($P > 0,050$). Allerdings korrelierten Planktondichten mit Trübe und organischer Belastung des Gewässers und der pH-Wert war mit Selengehalten im Zooplankton assoziiert (siehe 3.4. Zooplankton). Da das Zooplankton wesentlicher Bestandteil der Karpfennahrung ist, können chemisch-physikalische Gewässerparameter zumindest indirekt Einfluss auf Quecksilber- und Selengehalte in Fischen haben. Power et al. (2002) fassten zusammen, dass pH-Wert und Sauerstoff die Quecksilberakkumulation in Fischen beeinflussen. Höhere Temperaturen sind für Quecksilber als flüchtigem Element, das biogeochemischen Transformationsprozessen unterliegt, ebenfalls bedeutsam. Steigende Temperaturen führen zu niedrigen Sauerstoffgehalten, diese zu erhöhten Methylierungsraten und damit erhöhter Bioverfügbarkeit von Quecksilber (Morel et al. 1998).

4.2.2. Alter, Größe, und Gewicht der Fische

Ansteigende Quecksilberwerte mit Alter bzw. Größe von Fischen wurden bereits mehrfach beschrieben (MacCrimmon et al. 1983, Wiener et al. 1990, Wiener und Spry 1996, Muir et al. 2005, Burgess und Hobson 2006).

Unsere Daten zeigten beträchtliche Unterschiede in der alters- oder größenspezifischen Akkumulation bei Forellen und Karpfen. Jüngere Forellen (0-11 Monate) waren signifikant höher mit Quecksilber belastet als ältere Forellen. Dieser Zusammenhang war an beiden Forellen-Standorten statistisch signifikant (Abbildung 21) und war unabhängig von der Jahreszeit zu beobachten (Tabelle 21). Keine alters- oder größenabhängigen Unterschiede wurden für Quecksilber und Selen im Darminhalt und Selen im Muskelfleisch gefunden.

In Forellen korrelierten Quecksilbergehalte in Muskelfleisch und Darminhalt stets signifikant (Tabellen 18, 20). Dieser Zusammenhang war auch in den unterschiedlichen Altersgruppen erkennbar (Tabelle 21). So zeigten alle Jungfische mit Ausnahme der Sammelperiode im November 2007 zumindest numerisch höhere Quecksilbergehalte im Darminhalt verglichen mit älteren Forellen. Auffallend waren die hohen Quecksilberwerte im Darminhalt der kleinsten untersuchten Forellen (13 cm). Insgesamt lassen diese Ergebnisse darauf schließen, dass Jungtiere mehr Quecksilber über die Nahrung aufgenommen haben als ältere Tiere. Dies könnte zum einen mit dem Quecksilbergehalt des Futters erklärt werden, allerdings war das an den Forellenstandorten verwendete DANEX für Jungtiere nicht höher belastet als das Futter für Adulttiere (Tabelle 15). Hohe Quecksilbergehalte wurden in ‚DAN-EX Std. klein‘ gefunden, das sind kleine Pellets, die auch Jungtieren gefüttert werden. Zum anderen kann der höhere Stoffumsatz in Jungtieren dazu beitragen, dass diese Quecksilber in höherem Ausmaß

metabolisieren als Adulttiere, weiters, dass diese Jungtiere –sofern sie aus anderen Zuchtbetrieben stammten- eine *a priori* höhere Quecksilberbelastung aufwiesen.

Bei Karpfen konnten keine einheitlichen alters- oder größenspezifischen Akkumulationstrends beobachtet werden. Am Karpfenstandort 1 zeigten Jungtiere signifikant höhere Quecksilbergehalte, am Karpfenstandort 2 akkumulierten die Adulttiere höhere Mengen (Abbildung 39, Tabellen 23, 25, 26). Muskelfleisch- und Darminhaltgehalte waren am Karpfenstandort 1 signifikant positiv assoziiert. Daraus lässt sich ableiten, dass die Quecksilber-Akkumulation in diesen Tieren durch den Kontaminationsgrad in der Nahrung bestimmt wurde. Quecksilbergehalte in Muskelfleisch und Darminhalt waren am Karpfenstandort 2 hingegen nicht korreliert (Tabelle 25). Bei Schichtung der Daten in Altersgruppen fiel auf, dass dreisömmrige Karpfen mit signifikant höherer Belastung im Muskelfleisch gleichzeitig die signifikant niedrigsten Gehalte im Darminhalt aufwiesen (Tabelle 26). Widersprüchlich auch die Selenakkumulation in diesen Karpfen. Dreisömmrige Karpfen zeigten die höchsten Werte im Muskelfleisch aber die niedrigsten im Darminhalt.

4.2.3. Geschlecht

Wir beobachteten höhere Quecksilbergehalte in weiblichen Karpfen, allerdings nur in Marktproben und Wildfängen. McClain et al. (2006) und Rasmussen et al. (2007) fanden höhere Quecksilbergehalte in männlichen Individuen von Zander (*Sander vitreus*), die sie auf die langsameren Wachstumsraten von Männchen zurückführen. Männliche Fische brauchen länger um dieselbe Größe zu erreichen wie Weibchen und akkumulieren in dieser Zeit mehr Quecksilber.

4.2.4. Jahreszeit

Es gab insgesamt wenige Hinweise darauf, dass die Jahreszeit einen signifikanten Einfluss auf Quecksilber- und Selen-Konzentrationen in Zuchtfischen hatte. Dies liegt daran, dass nicht an allen Standorten zu jeder Jahreszeit (Frühling, Sommer, Herbst) alle Altersgruppen besammelt werden konnten. Zum anderen dürfte bei Forellen aufgrund des einseitigen Fütterungsangebotes die Jahreszeit eine geringe Rolle spielen im Vergleich zu Karpfen, die sich laut Züchtern primär von Zooplankton ernähren, dessen Dichte und Zusammensetzung starken jahreszeitlichen Schwankungen unterliegt (Tabelle 13, Abbildung 20). So ist nicht verwunderlich, dass saisonabhängige Unterschiede in der Quecksilberakkumulation nur bei Karpfen gefunden wurden. Diese zeigten Maximalwerte im Muskelfleisch und Darminhalt vor allem im Frühjahr und Sommer bzw. die niedrigsten Werte im Herbst (Abbildungen 22, 23). Diese Ergebnisse sprechen für ein saisonal erhöhtes Nahrungsangebot und damit erhöhte Quecksilberaufnahme mit der Nahrung bzw. für saisonal variierende Gehalte von Methylquecksilber in der Wassersäule (Monson und Brezonik 1998, Eckley und Hintelmann 2006). Auch Rasmussen et al. (2007) beobachteten bei Zander die höchsten Quecksilberwerte im Frühling bzw. die niedrigsten Werte im Herbst.

4.3. Vergleich der Quecksilber- und Selengehalte von Forellen und Karpfen aus österreichischer Aquakultur mit Wildfängen und Marktproben

4.3.1. Quecksilber

Meerestiere zeigten erwartungsgemäß hohe Quecksilbergehalte. Thunfisch, Hai, Schwertfisch und Butterfisch waren deutlich höher belastet als Süßwasserfische und andere Meeresfrüchte wie Lachs, Krabbe, Garnele (Abbildung 26). Zwei von drei Butterfisch-Proben zeigten Werte über dem Grenzwert von 1 mg/kg.

Zuchtkarpfen (Standorte 1 und 2) und Karpfenwildfänge (Thaya, Kühwörtherwasser) akkumulierten höhere Quecksilbermengen als Tiere aus anderen österreichischen Karpfenzuchtbetrieben und als Karpfen aus innereuropäischem Handel von zwei Zuchtbetrieben aus Tschechien, welche durch einen Zwischenhändler in Österreich gekauft wurden (Abbildungen 27, 28). Diese Tiere wiesen auch höhere Quecksilbergehalte im Darminhalt auf. Dieser Zusammenhang lässt auf sehr unterschiedliche Hintergrundbelastungen auch innerhalb Österreichs schließen. Die höchsten Quecksilberwerte in Karpfen wurden in Wildfängen aus dem Kühwörtherwasser (Untere Lobau) gefunden (Abbildung 27). In diesem Gewässer wurden vergleichsweise sehr große/alte Karpfen mit einem mittleren Gewicht von 1949 ± 312 g gefangen. Aus Abbildung 39 wird ersichtlich, dass die höher belasteten Lobau-Karpfen deutlich größer/älter waren als die Karpfen aus Aquakultur (Karpfenstandort 1 und Karpfenstandort 2).

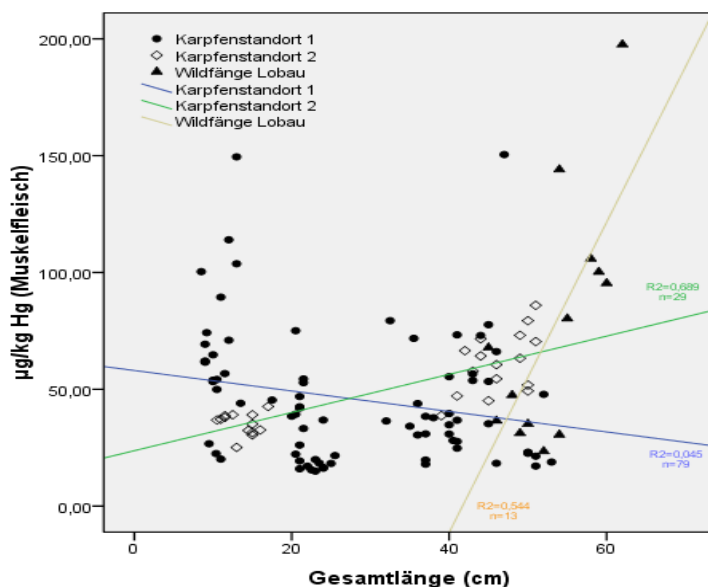


Abbildung 45. Zusammenhang von Gesamtlänge und Quecksilbergehalt in Karpfen von drei Standorten.

Forellen-Wildfänge (Untertalbach, Gossenköllesee) und Reinanken-Wildfänge (Fuschlsee) waren deutlich höher mit Quecksilber belastet als Zuchtforellen (Abbildung 29, 30). Höhere Quecksilberbelastung von Wildforellen in kanadischen Gewässern wurden auch von Dewailly et al. (2007) und Evans et al. (2005) beschrieben.

4.3.2. Selen

Meeresfrüchte (mit Ausnahme von Lachs) und Forellen-Wildfänge zeigten höhere Selengehalte als Forellen und Karpfen aus Aquakultur (Abbildungen 31, 34). Die Forellen-Wildfänge stammten aus dem Untertalbach (Steiermark) und dem Gossenköllesee in Tirol (Abbildung 13). Unterschiede in der Biogeochemie und damit einhergehende unterschiedliche Bioverfügbarkeit an diesen Standorten könnten die höheren Selenwerte in Forellen-Wildfängen erklären. Während bei Karpfen Selengehalte in Darminhalt und Muskelfleisch nicht korrelieren bzw. gegensätzlich verlaufen (Abbildungen 32, 33) stimmen Selengehalte in Forellen-Muskelfleisch und Darminhalt gut überein: Forellen-Wildfänge und Reinanken zeigten übereinstimmend die höchsten Selengehalte in Muskelfleisch und Darminhalt (vgl. Abbildungen 34, 35).

4.3.3. Wildfänge

Unter allen untersuchten Wildfängen akkumulierten Hecht und Wels die höchsten Quecksilbermengen. Höhere Belastungen in piscivoren Fischen wurden bereits mehrfach beschrieben (Lima et al. 2005, Marrugo-Negrete et al. 2007). Innerhalb der Wildfänge wiesen die Karpfen aus dem Kühwörtherwasser (Lobau) die jeweils niedrigsten Quecksilber- und Selengehalte (Tabelle 30), Forellen aus dem Gossenköllesee die höchsten Selengehalte auf. Diese Ergebnisse lassen vermuten, dass der Standort (geogener Hintergrund, atmosphärischer Eintrag, Wasserchemie) als auch spezies-spezifische Eigenschaften (Ernährungsweise, Selenbedarf) bei der Quecksilber- und Selenakkumulation eine herausragende Rolle spielen. Welche Faktoren die hier gefundenen Unterschiede zwischen Zuchtfischen und Wildtieren tatsächlich bewirken und wie diese zusammenwirken, bedarf weiterer Untersuchungen.

4.4. Anreicherung von Quecksilber und Selen in seminatürlichen aquatischen Nahrungsketten

4.4.1. Quecksilber

Die mittlere Quecksilberbelastung in Fischen war höher als in Benthos- und Nektontieren (BAF-Karpfen=1,3), Futtermittel DAN-EX (BAF-Forellen=1,5; BAF-Karpfen=4,2), Getreide (BAF-Karpfen=5,4) und Darminhalt (BAF-Forellen=2,2; BAF-Karpfen=3,6) (Abbildung 24). Paller et al. (2004) fanden in Fischen des Savannah River (USA) bezüglich Quecksilberakkumulation vergleichbare BAF-Werte zwischen 3 und 8. Standort, Habitat und Jahreszeit beeinflussten die Quecksilber-Bioakkumulation dieser Fische.

Die Bioakkumulationsfaktoren (BAF) für Pelletfutter basieren auf Trockengewicht, d.h. bei Bezug auf (das uns unbekannte) Pelletfutter-Frischgewicht würden sich höhere BAF-Werte ergeben. Die hier gefundenen Selen- und Quecksilberwerte in Futtermitteln aus Fischmehl und Fischöl decken sich sehr gut mit internationalen Daten (Maule et al. 2007). Die im Einzelnen stark schwankenden Quecksilberwerte in hier untersuchtem

Pelletfutter (Tabellen 15, 16) dürften auf unterschiedliche Zusammensetzung, v.a. der darin enthaltenen Fischmehle und Fischöle zurückzuführen sein.

Jin et al. (2006) und Vigh et al. (1996) wiesen nach, dass das Futtermittel, der Lebensraum und die Lebensweise des (Zucht-)Fisches die Quecksilber-Konzentrationen beeinflussen. Nach Dallinger und Kautzky (1985) hängt die Metallkonzentration im Darm hauptsächlich von der Futtermittelkonzentration ab. Die Ergebnisse der Korrelationsanalysen in Tabelle 29 ergänzen die Befunde. Zur Bioakkumulation von Quecksilber in Karpfen haben demnach primär Schweb, Zooplankton und Darminhalt beigetragen. Insgesamt zeigte sich bei Forellen eine stärker ausgeprägte Korrelation zwischen Gehalten im Muskelfleisch und Darminhalt als bei Karpfen (Abbildung 40).

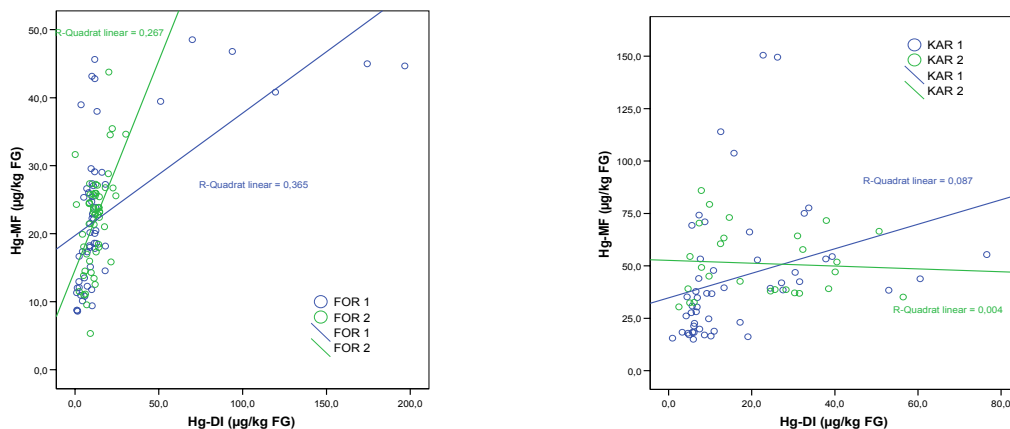


Abbildung 46. Vergleich der Korrelation von Quecksilbergehalten in Muskelfleisch und Darminhalt von Forellen (links) und Karpfen (rechts).

Die vereinzelt sehr hohen Quecksilberwerte vor allem in Nekton (Flussflohkrebse, Schwimmwanzen, Rückenschwimmer; Tabelle 14) belegen, dass Bioakkumulation bereits auf niedrigeren trophischen Niveaus stattfindet. Fraglich ist, inwieweit Forellen und Karpfen die hier untersuchten Benthos- und Nektonorganismen verzehren. Benthos- und Nektonorganismen dürften wenig zur Quecksilberakkumulation in Karpfen beigetragen haben, dies legt zumindest die negative Korrelation zwischen Quecksilbergehalten in Darminhalt und Benthos- und Nektontieren nahe (Tabelle 29). Allerdings stellen Darminhalt-Konzentrationen nur Momentaufnahmen dar. Rahman et al. (2008) beschreiben, dass Karpfen (*Cyprinus carpio*) benthivore Tiere sind, die sich überwiegend von Makroinvertebraten jedoch weniger von Zooplankton ernähren. Dies deckt sich nicht mit der Aussage der Züchter, nach der sich Karpfen überwiegend von Zooplankton ernähren. Power et al. (2002) berichten, dass benthivore Fische weniger Quecksilber akkumulieren als planktivore Fische. Zur Erforschung der Nahrungsnetze von Forellen und Karpfen sind weitere Untersuchungen notwendig.

4.4.2. Selen

Die BAF für Selenakkumulation ergaben Werte ≤ 1 mit Ausnahme des Getreides (BAF-Karpfen=6,3), das aber nur fallweise zugefüttert wird und daher keine überragende Rolle spielen dürfte. Unsere Daten ergaben keinen Hinweis auf Selenbioakkumulation in Zuchtfischen. Dies deckt sich weitgehend mit den Befunden zu

Selengehalten in Darminhalt und Muskelfleisch der Fische (Tabellen 18, 20, 23, 25): nur am Karpfenstandort 1 waren Muskelfleisch und Darminhalt korreliert. Die Selengehalte im Muskelfleisch der Fische waren zudem signifikant mit Selengehalten im Schweb, Zooplankton und Benthos- und Nektonorganismen korreliert. Selengehalte im Darminhalt von Karpfen wiederum korrelierten hoch signifikant mit Sedimentgehalten (Tabelle 29).

Diese Ergebnisse deuten darauf hin, dass Selengehalte in Fischen zwar von Umgebungskonzentrationen abhängen (wobei nach Muscatello und Janz (2009) die Nahrung die hauptsächliche Selenquelle ist), dass die Bioakkumulation von Selen jedoch durch homöostatische Regulation der Selenaufnahme und –ausscheidung in Fischen modifiziert wird. Selen als essentielles Spurenelement unterliegt im Gegensatz zum nicht-essentiellen Quecksilber der homöostatischen Regulation, allerdings in einem sehr schmalen Konzentrationsbereich. Eine relativ große Menge an Selen ist notwendig um die Aktivität der Glutathionperoxidase, einem wichtigen Selenoenzym im antioxidativen Stoffwechsel zu erhalten. Der Selenbedarf von Fischen kann mit Futtertieren, die eine Konzentration von 0,1-0,5 µg/g Trockengewicht aufweisen, gedeckt werden, toxische Wirkungen werden aber bereits bei etwa 7-10fach höheren Dosen (>3 µg/g) erreicht. Die Selen-Homöostase der Regenbogenforelle findet beispielsweise im Bereich unter 1,25 µg/g statt. Bei höheren Konzentrationen wird Selen bis zu toxischen Niveaus akkumuliert (Hilton et al. 1980). Biokonzentrationsfaktoren von 100-30.000 (Wasser-Fischfuttertiere) bzw. 2-6 (Primärproduzenten-Futterfische) wurden gefunden (Lamly 1999). Trotzdem ist strittig, ob Selen eine Biomagnifikation in aquatischen Organismen erfährt, da insgesamt zu viele widersprüchliche Ergebnisse vorliegen (Ohlendorf 1989). Die Selenbioakkumulation hängt unter anderem von der Biogeochemie und dem Gewässertyp ab. In Fließgewässern wurde eine niedrigere Selen-Bioakkumulationsrate gefunden als in stehenden Gewässern (Adams et al. 2000).

In den untersuchten Gewässern wurden keine Hinweise auf toxische Selenkonzentrationen gefunden, alle Werte lagen unter 3000 µg/kg, mit Ausnahme zweier Proben von *Nematocera* und *Lestes*-Larven; hierbei handelte es sich aber um gepoolte Proben (Tabelle 14). Bei den gegebenen niedrigen Umgebungskonzentrationen sollte die Selen-Homöostase in Fischen uneingeschränkt funktionieren. Die Bioregulation zusammen mit biogeochemischen Standortunterschieden kann erklären, warum in dieser Untersuchung Selengehalte im Muskelfleisch und Darminhalt einmal signifikant positiv (Forellenstandort 2), zweimal nicht signifikant (Forellenstandort 2, Karpfenstandort 1) und einmal signifikant negativ (Karpfenstandort 2) korrelierten. Insgesamt ist festzuhalten, dass die Datenlage zur Selen-Bioakkumulation in aquatischen Organismen wenig zufrieden stellend ist, da die überwiegende Anzahl der vorhandenen Studien in Hinblick auf mögliche Schädigungen der Organismen durch zu hohe Selen-Konzentrationen fokussiert war. Weitere Untersuchungen der Selenbioakkumulation in Fischen sind daher angezeigt.

4.5. Selen-Quecksilber-Verhältnis

Selen ist der vermutlich wichtigste Quecksilber-Antagonist. Selen bindet Quecksilber in Form eines unlöslichen Proteinkomplexes und entzieht dadurch Quecksilber dem Stoffwechsel. Eine ausreichende Selenversorgung kann daher vor den negativen

Folgen bei Quecksilberbelastung schützen. Wir fanden keine eindeutigen Korrelationen zwischen Selen- und Quecksilbergehalten in Zuchtfischen (Tabellen 18, 20, 23, 25) und somit keinen Hinweis darauf, dass Selen als protektiver Faktor bei Quecksilberbelastung wirkt. Von Jin et al. (2006) wurde darauf hingewiesen, dass die Konzentration von Quecksilber exponential mit dem Anstieg der Selenkonzentration abnimmt und dass Studien über das Selen/Quecksilberverhältnis insgesamt sehr rar, deren Ergebnisse aber häufig umstritten sind.

Dem Selen-Quecksilber-Verhältnis kommt aus humantoxikologischer Sicht eine große Bedeutung zu, da vorwiegend solche Fische verzehrt werden sollten, die eine möglichst geringe Menge an Schadstoffen, gleichzeitig aber essentielle Spurenelemente in ausreichender Menge beinhalten. Dies ist insbesondere in Populationen wichtig, die eine *a priori* niedrige Selenversorgung zeigen. In Österreich liegt die tägliche Aufnahme mit 35 µg eher im unteren Bereich (Pfannhauser, 1992). Bezüglich des Selen-Quecksilberverhältnisses ließ sich kein klarer Unterschied zwischen Süßwasserfischen und Meerestieren erkennen (Abbildung 37). Das günstigste Selen-Quecksilber-Verhältnis wies Pangasius auf, das ungünstigste der Butterfisch. Forellen zeigten insgesamt ein besseres Selen-Quecksilber-Verhältnis als Karpfen und sind daher eher zum Verzehr geeignet.

4.6. Forschungsperspektiven

Österreichweite Untersuchung von Zuchtbetrieben und Naturstandorten.

Quelle der Belastungen von Wildpopulationen untersuchen, insbesondere auch atmosphärische Einträge.

Weitere Untersuchungen zur Belastung mit organischen Schadstoffen, da insbesondere Forellen- und Karpfenwildfänge höhere Belastung mit PCBs aufweisen (Abbildung 41).

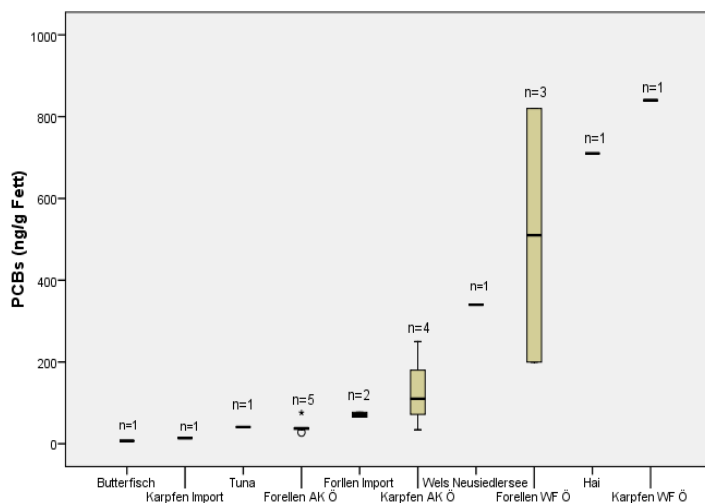


Abbildung 47. PCB-Gehalte in Forellen, Karpfen, Wildfängen und Marktproben.

LITERATUR

+ **Adams, WJ., JE. Toll, KV. Brix, LM. Tear, DK. DeForest.**

Site-specific approach for setting water quality criteria for selenium: differences between lotic and lentic systems. Proceedings Mine Reclamation Symposium: Selenium Session; Sponsored by Ministry of Energy and Mines, Williams Lake, British Columbia, Canada, June 21-22, (2000).

+ **Bearzi G., Politi E., Agazzi S., Azzellino A.**

Prey depletion caused by overfishing and the decline of marine megafauna in the eastern Ionian Sea coastal waters (central Mediterranean). *Biological Conservation*, 127 (4), 373-382 (2006).

+ **Bernard S, Enayati A, Redwood L, Roger H, Binstock T.**

Autism: a novel form of mercury poisoning. *Medical Hypotheses* 56:462-471, (2001).

+ **Burgess MN., Hobson AK.**

Bioaccumulation of mercury in yellow perch (*Perca flavescens*) and common loons (*Gavia immer*) in relation to lake chemistry in Atlantic Canada. *Hydrobiologia*, Vol. 567, Number 1, 16. September (2006).

+ **Cardinale M., Svedäng H.**

Modelling recruitment and abundance of Atlantic cod, *Gadus morhua*, in the eastern Skagerrak-Kattegat (North Sea): evidence of severe depletion due to a prolonged period of high fishing pressure. *Fisheries Research*, 69 (2), 263-282 (2004).

+ **Čelechovská O., Svobodová Z., Žlábek V., Macharáčková B.**

Distribution of Metals in Tissues of the Common Carp (*Cyprinus carpio* L.). *ACTA VET. BRNO*, 76: S93–S100, (2007).

+ **Chien LC., Yeh CY., Huang SY., Shieh MJ., Han BC.**

Pharmacokinetic model of daily selenium intake from contaminated seafood in Taiwan. *The Science of the Total Environment* 311(1-3), 57-64 (2002).

+ **Dagnelie, PC., Schuurman, AG., Goldbohm, RA., Van den Brandt, PA.**

Diet, anthropometric measures and prostate cancer risk: a review of prospective cohort and intervention studies: *BJU International*, v. 93, p. 1139-1150, (2004).

+ **Dallinger R., Kautzky H.**

The importance of contaminated food for uptake of heavy metals by rainbow trout (*Salmo gairdneri*): a field study. *Oecologia* 67:82-89, (1985).

- + **Dewailly E., Ayotte P., Lucas M., Blanchet C.**
Risk and benefits from consuming salmon and trout: A Canadian perspective. *Food and Chemical Toxicology* 45, 1343-1348, (2007).
- + **Eckley CS, Hintelmann H.**
Determination of mercury methylation potentials in the water column of lakes across Canada. *Sci Total Environ* 368(1):111-125, (2006).
- + **Evans SM., Muir D., Lockhart WL., Stern G., Ryan M., Pat Roach.** Persistent organic pollutants and metals in the freshwater biota of the Canadian Subarctic and Arctic: An overview. *Science of the Total Environment Volumes* 351-352, 94-147, (December 2005).
- + **FAO/WHO**
Joint FAO/WHO Expert Committee on Food Additives. *Sixty-first meeting, Rome, (2003).*
- + **Fent K.**
Ökotoxikologie (Umweltchemie, Toxikologie, Ökologie); 2., überarbeitete und erweiterte Auflage
Thieme Verlag, (2003).
- + **Fox, TE., Van den Heuvel, EGHM., Atherton, CA., Dainty, JR., Lewis, DJ., Langford, NJ., Crews, HM., Luten, JB., Lorentzen, M., Sieling et al.**
Bioavailability of selenium from fish, yeast and selenate: a comparative study in humans using stable isotopes: *European Journal Of Clinical Nutrition*, v. 58, p. 343-349, (2004).
- + **Garcia E., Carignan R., Lean RSD.**
Seasonal and Inter-Annual Variations in Methyl Mercury Concentrations in Zooplankton from Boreal Lakes Impacted by Deforestation or Natural Forest Fires. *Environ Monit Assess*, 131:1-11, (2007).
- + **Goldstein, RM., Brigham, ME., Stauffer, JC.**
Comparison of mercury concentrations in liver, muscle, whole bodies, and composites of fish from the Red River of the North. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, v. 53, no. 2, pp. 244-252, (1996).
- + **Gorski RP., Armstrong ED., Hurley PJ., Sha MM.**
Speciation of aqueous methylmercury influences uptake by a freshwater alga (*Selenastrum capricornutum*). *Environmental Toxicology and Chemistry*, 25/2, 534-540, (2006).
- + **Graber G.**
Quecksilber in Lebensmitteln unter besonderer Berücksichtigung der Belastung von Fischen und Meeresfrüchten. *Diplomarbeit Uni Wien (2006).*

- + **Guerva RS., Queimalinos PC., Dieguez MdC., Arribere Maria**
Methylmercury production in the water column of an ultraoligotrophic lake of Northern Patagonia, Argentina. *Chemosphere* 72, 578-585, (2008).
- + **Gundacker C., Pietschnig B, Wittmann KJ, Lischka A, Salzer H,Hohenauer L, Schuster E.**
Lead and mercury in breast milk. *Pediatrics* 110:873-878, (2002).
- + **Gundacker C., Komarnicki G., Zödl B., Forster C., Schuster E., Wittmann KJ.**
Whole blood mercury and selenium concentrations in a selected Austrian population: Does gender matter? *Sci Tot Environ, In Press.* (2006).
- + **Gyimesi T.**
Ökotoxikologische Untersuchungen zur Anreicherung von Quecksilber und Selen in Meeresorganismen: Diplodus sargus sargus, Sparus aurata, Octopus vulgaris, Octopus macropus, Aristeus antennatus und Nephrops norvegicus. *Diplomarbeit Universität Wien*(2006).
- + **Hansen CJ.** Environmental contaminants and human health in the Arctic. *Toxicology Letters, Volumes 112-113, pp119-125, (2000).*
- + **Hilton JW., Hodson PV., Slinger SJ.**
The Requirement and Toxicity of Selenium in Rainbow Trout (*Salmo Gairdneri*). *Journal Of Nutrition*, 110:2527-2535, (1980).
- + **Jacobs ET., Jiang R., Alberts DS., Greenberg ER., Gunter EW., Karagos MR., Lanza E., Ratnasinghe L., Reid,ME., Schatzkin et al.**
Selenium and colorectal adenoma: results of a pooled analysis . *Journal Of The National Cancer Institute*, v. 96, p. 1669-1675, (2004).
- + **Jin L., Liang L., Jiang G., Xu Y.**
Methylmercury, total mercury and total selenium in four common freshwater Fish species from Ya-Er Lake, China. *Environmental Geochemistry and Health*, 28:401-407, (2006).
- + **Kadrabova J., Madaric A., Ginter E.**
The selenium content of selected food from the Slovak Republic. *Food Chemistry* 58 (1-2), 29-32 (1997).
- + **Kamman CN., Burgess N., Driscoll C., Simonin H., Goodale W., Linehan J., Estabrook R., Hutcheson M., Major A., Scheuhammer A., Scruton David.**
Mercury in freshwater fish of Northeast North America – a geographic perspective on fish tissue monitoring databases. *Ecotoxicology, Vol. 14, Numbers 1-2, 163-180(18),(March 2005).*

- + **Kamman CN., Lorey MP., Driscoll TC., Estabrook R., Major A., Pientka B. Glassford E.**
Assessment of mercury in waters, sediments and biota of New Hampshire and Vermont Lakes (USA), sampled using a geographically randomized design. *Environmental Toxicology and Chemistry*, Vol. 23, Issue 5, 1172-1186, (2005).
- + **Kamman CN., Chalmers A., Clair T., Major A., Moore R., Norton S., Shanley J.**
Factors influencing mercury in freshwater surface sediments of Northeastern North America. *Ecotoxicology*, Vol. 14, Numbers 1-2, 101-111(11), March (2005).
- + **Kamman CN., Burgess N., Driscoll C., Simonin H., Goodale W., Linehan J., Estabrook R., Hutcheson M., Major A., Scheuhammer A., Scruton D.**
Mercury in freshwater fish of Northeast North America – a geographic perspective on fish tissue monitoring databases. *Ecotoxicology*, Vol. 14, Numbers 1-2, 163-180(18), March (2005).
- + **Legrand M., Arp P., Ritchie C., Man Chan H.**
Mercury exposure in two coastal communities of the Bay of Fundy, Canada *Environmental Research*, 98 (1), 14-21 (2005)
- + **Lemly AD.**
Selenium Transport and Bioaccumulation in Aquatic Ecosystems: A Proposal for Water Quality Criteria Based on Hydrological Units. *Ecotoxicology and Environmental Safety* 42, 150-156 (1999).
- + **Leong, CC., Syed, NI., Lorscheider, FL.**
Retrograde degeneration of neurite membrane structural integrity of nerve growth cones following in vitro exposure to mercury. *Neuroreport*, v. 12, p. 733-737, (2001).
- + **Licata P., Trombetta D., Cristiani M., Naccari C., Martino D., Calo M., Nacari F.**
Heavy metals in liver and muscle of Bluefin Tuna (*Thunnus thynnus*) caught in the Straits of Messina (Sicily, Italy). *Environmental Monitoring and Assessment*, 107, 239-248 (2005).
- + **Lima AP, Sarkis JE, Shihomatsu HM, Muller RC.**
Mercury and Selenium concentrations in fish samples from Cachoeira do Piria Municipality, ParaState, Brazil. *Environmental Res* 97, 236-244, (2005).
- + **Marrugo-Negrete J., Verbel OJ., Ceballos LE., Benitez NL.**
Total mercury and methylmercury concentrations in fish from the Mojana region of Colombia. *Environmental Geochemistry and Health* 30, 21-30, (2007).

- + **Maule GA., Gannam LA., Davis WJ.**
Chemical contaminants in fish feeds used in federal salmonid hatcheries in the USA. *Chemosphere* 67, 1308-1315 (2007).
- + **Mcclain CW., Chumchal MM., Drenner WR. Newland WL.**
Mercury Concentrations in Fish From Lake Meredith, Texas: Implications for the Issuance of Fish Consumption Advisories. *Environmental Monitoring and Assessment* 123: 249-258 (2006).
- + **MacCrimmon HR, Wren CD, Gots BL.**
Mercury uptake by lake trout, *Salvelinus namaycush*, relative to age, growth, and diet in Tadenac Lake with comparative data from other Precambrian shield lakes. *Can J Fish Aquat Sci* 40(2):114-120, (1983).
- + **Mendez E., Giudice H., Pereira A., Inocente G., Medina D.**
Total Mercury Content-Fish Weight Relationship in Swordfish (*Xiphias gladius*) Caught in the Southwest Atlantic Ocean. *Journal of Food Composition and Analysis* 14, 453-460 (2001).
- + **Monson BA., Brezonik PL.**
Seasonal patterns of mercury species in water and plankton from softwater lakes in Northeastern Minnesota. *Biogeochemistry* 40(2-3):147-162, (1998).
- + **Morel FM., Kraepiel AM., Amyot M.**
The chemical cycle and bioaccumulation of mercury. *Annual Review of Ecology and Systematics* 29, pp. 543-566, (1998).
- + **Muir D., Wang X., Bright D., Lockhart L., Köck G.**
Spatial and temporal trends of mercury and other metals in landlocked char from lakes in the Canadian Arctic archipelago. *Science of the Total Environment* 351-352, 464-478 (2005).
- + **Muscatello JR., Janz DM.**
Selenium accumulation in aquatic biota downstream of a uranium mining and milling operation. *Science of the Total Environment* 407, 1318-1325 (2009).
- + **Nash CF.**
Interactions of Atlantic salmon in the Pacific Northwest. *Fisheries Research*, Issue 3, 339-347, (June 2003).
- + **Noakes JD., Beamish JR., Kent LM.**
On the decline of Pacific salmon and speculative links to salmon farming in British Columbia. *Aquaculture*, Volume 183, Issues 3-4, Pages 363-386, (2000).

+ **Ohlendorf HM.**

Bioaccumulation and effects of selenium in wildlife. In: Selenium in Agriculture and the Environment. Soil. Science Society of America Special Publication no 23. Soil Sci Soc Am and Am Soc Agron, Madison, WI, pp 133-177, (1989).

+ **Orihel MD., Paterson JM., Gilmour CC., Bodaly (Drew) RA., Blanchfield JP., Hintelmann H., Harris CR., Rudd JWM.**

Effect of Loading Rate on the Fate of Mercury in Littoral Mesocosms. *Environmental Sci. Technol.*, 40/19, 5992-6000, (2006)

+ **Paller MH., Bowers JA., Littrell JW., Guanlao AV.**

Influences on Mercury Bioaccumulation Factors for the Savannah River *Archives of Environmental Contamination and Toxicology*, 46, 236-243, (2004).

+ **Power M., Klein GM., Guiguer KRR., Kwan MKH.**

Mercury accumulation in the fish community of a sub-Arctic lake in relation to trophic position and carbon sources. *Journal of Applied Ecology* 39, 819-830, (2002).

+ **Pfannhauser W.**

Das essentielle Spurenelement Selen: Bedeutung, Wirkung und Vorkommen in der Nahrung. *Curriculum Oncologicum 2: 194-209*, (1992).

+ **Rahmann MM., Jo Q., Gong YG., Miller SA., Hossain MY.**

A comparative study of common carp (*Cyprinus carpio* L.) and calbasu (*Labeo calbasu* Hamilton) on bottom soil resuspension, water quality, nutrient accumulations, food intake and growth of fish in simulated rohu (*Labeo rohita* Hamilton) ponds. *Aquaculture* 285, 78-83, (2008).

+ **Rasmussen PW., Schrank CS.**

Temporal trends of mercury concentrations in Wisconsin walleye (*Sander vitreus*), 1982-2005. *Ecotoxicology* 16:541-550, (2007).

+ **Rayman PM.**

The importance of selenium to human health. *The Lancet*, Vol. 356, Issue 9225, Pages 233-241, (15 July 2000).

+ **Rodenberg HP.**

See in Not, Die größte Nahrungsquelle des Planeten: eine Bestandsaufnahme. *Marebuchverlag, Hamburg*, (2004).

+ **Schettler T.**

Toxic threats to neurologic development of children. *Environ Health Perspect*, 109(6): p. 813-6. (2001).

- + **Silva IA., El Nabawi M., Hoover D., Silbergeld EK.**
Prenatal HgCl₂ exposure in BALB/c mice: gender-specific effects on the ontogeny of the immune system. *Developmental & Comparative Immunology In Press, Uncorrected Proof.* (2005).
- + **Stein J., Schettler T., Wallinga D., Valenti M.**
In harm's way: toxic threats to child development. *J Dev Behav Pediatr* 23:S13-22, (2002).
- + **Stern AH.**
A review of the studies of the cardiovascular health effects of methylmercury with consideration of their suitability for risk assessment. *Environmental Research* 98:133-142, (2005).
- + **Vigh P., Mastala Z., Balogh VK.**
Comparison of heavy metal concentration of grass carp (*Ctenopharyngodon idella* Cuv. et Val.) in a shallow eutrophic lake and a fish pond (possible effects of food contamination). *Chemosphere, Vol.32, No. 4, pp. 691-701,* (1996).
- + **Wiener JG., Martini RE., Sheffi TB., Glass GE.**
Factors influencing mercury concentrations in walleyes in northern Wisconsin lakes. *Trans Am Fish Soc* 119:862-870, (1990).
- + **Wiener JG., Spry DJ.**
Toxicological significance of mercury in freshwater fish
In: *Beyer WN, Heinz GH, Redmon AW (eds) Environmental contaminants in wildlife: interpreting tissue concentrations, CRC, Boca Raton, FL, USA, pp 297-339, (1996).*
- + **Worm B., Barbier BE., Beaumont N., Duffy EJ., Folke C., Halpern SB., Jackson BCJ., Lotze KH., Micheli F., Palumbi RS., Sala E., Selkoe AK., Stachowicz JJ., Watson R.**
Impacts of Biodiversity Loss on Ocean Ecosystem Services. *Science Vol. 314, no.5800, pp 787-790, (2006).*
- + **Zhou HY., Wong MH.**
Mercury accumulation in freshwater fish with emphasis on the dietary influence. *Wat. Res. Vol. 34, No. 17, pp. 4234, (2000).*

ABBILDUNGEN

- Abbildung 1. Regenbogenforelle (*Oncorhynchus mykiss*).
Abbildung 2. Schuppenkarpfen (*Cyprinus carpio*).
Abbildung 3. Flussbarsch (*Perca fluviatilis*).
Abbildung 4. Reinanke (*Coregonus* sp.).
Abbildung 5. Hecht (*Esox lucius*).
Abbildung 6. Wels (*Silurus glanis*).
Abbildung 7. Untersuchte Standorte in Österreich.
Abbildung 8. Forellenbach Standort 1.
Abbildung 9. Forellenbecken Standort 2.
Abbildung 10. Großer Teich Karpfenstandort 1.
Abbildung 11. Großer Teich Karpfenstandort 2.
Abbildung 12. Kühwörtherwasser (Untere Lobau).
Abbildung 13. Gossenköllesee (Tirol).
Abbildung 14. Braune Forelle.
Abbildung 15. Untertalbach (Steiermark).
Abbildung 16. Neusiedlersee (Burgenland)
Abbildung 17. Neusiedlersee (Burgenland)
Abbildung 18. Fuschlsee (Salzburg)
Abbildung 19. Fuschlsee (Salzburg)
Abbildung 20. Thaya im Ortsgebiet von Waidhofen (Niederösterreich)
Abbildung 21. Schindler-Schöpfer (Fa. Uwitec)
Abbildung 22. Temperatur, Sauerstoffgehalt, pH-Wert, Leitfähigkeit, Gesamttrübe und Chlorophyllgehalt an vier Standorten (Zuchtbetriebe).
Abbildung 23. DIC/DOC und TIC/TOC an vier Standorten (Zuchtbetriebe).
Abbildung 24. Mediane Quecksilber- und Selengehalte im Schweb an vier Standorten.
Abbildung 25. Mediane Quecksilber- und Selengehalte ($\mu\text{g/kg TG}$) im Sediment ($<50 \mu\text{m}$) an drei Standorten.
Abbildung 26. Verlauf der Quecksilber- und Selengehalte im Zooplankton und Planktondichte am Karpfenstandort 2.
Abbildung 27. Korrelation von Gesamtlänge und Quecksilbergehalten im Muskelfleisch von Forellen an zwei Standorten.
Abbildung 28. Quecksilbergehalte im Muskelfleisch von Karpfen in Relation zum Alter und zur Jahreszeit.
Abbildung 29. Quecksilbergehalte im Darminhalt von Karpfen in Relation zum Alter und zur Jahreszeit.
Abbildung 30. Mediane Quecksilbergehalte in seminatürlichen aquatischen Nahrungsketten.
Abbildung 31. Mediane Selengehalte in seminatürlichen aquatischen Nahrungsketten.
Abbildung 32. Quecksilbergehalte in Forellen und Karpfen (Verkaufsalter) und Meeresfrüchten.
Abbildung 33. Vergleich der Quecksilbergehalte im Muskelfleisch von Karpfen: Zuchtfische im Verkaufsalter versus Marktproben und Wildfänge.
Abbildung 34. Vergleich der Quecksilbergehalte im Darminhalt von Karpfen: Zuchtfische im Verkaufsalter versus Marktproben und Wildfänge.

- Abbildung 35. Vergleich der Quecksilbergehalte im Muskelfleisch von Forellen: Zuchtfische im Verkaufsalter versus Marktproben und Wildfänge.
- Abbildung 36. Vergleich der Quecksilbergehalte im Darminhalt von Forellen: Zuchtfische im Verkaufsalter versus Marktproben und Wildfänge.
- Abbildung 37. Selengehalte in Forellen und Karpfen (Verkaufsalter) und Meeresfrüchten.
- Abbildung 38. Vergleich der Selengehalte im Muskelfleisch von Karpfen: Zuchtfische im Verkaufsalter versus Marktproben und Wildfänge.
- Abbildung 39. Vergleich der Selengehalte im Darminhalt von Karpfen: Zuchtfische im Verkaufsalter versus Marktproben und Wildfänge.
- Abbildung 40. Vergleich der Selengehalte im Muskelfleisch von Forellen: Zuchtfische im Verkaufsalter versus Marktproben und Wildfänge.
- Abbildung 41. Vergleich der Selengehalte im Darminhalt von Forellen: Zuchtfische im Verkaufsalter versus Marktproben und Wildfänge.
- Abbildung 42. Geschlechtsspezifische Quecksilbergehalte im Muskelfleisch von Karpfen.
- Abbildung 43. Selen-Quecksilberverhältnis in untersuchten Süßwasserfischen und Meeresfrüchten in aufsteigender Reihenfolge.
- Abbildung 44. Wachstum von Forellen und Karpfen (Standorte 1 und 2).
- Abbildung 45. Zusammenhang von Gesamtlänge und Quecksilbergehalt in Karpfen von drei Standorten.
- Abbildung 46. Vergleich der Korrelation von Quecksilbergehalten in Muskelfleisch und Darminhalt von Forellen (links) und Karpfen (rechts).
- Abbildung 47. PCB-Gehalte in Forellen, Karpfen, Wildfängen und Marktproben.

„Ich habe mich bemüht, sämtliche Inhaber der Bildrechte ausfindig zu machen und ihre Zustimmung zur Verwendung der Bilder in dieser Arbeit eingeholt. Sollte dennoch eine Urheberrechtsverletzung bekannt werden, ersuche ich um Meldung bei mir.“

TABELLEN

- Tabelle 1. Beprobungszeiten von Zuchtfischen und Wildfängen.
Tabelle 2. Probenanzahl (N) an vier Standorten.
Tabelle 3. Anzahl von Benthos- und Nektonproben an vier Standorten.
Tabelle 4. Anzahl von Marktproben und Wildfängen.
Tabelle 5. Anzahl von Marktproben (Meeresfische und Meeresfrüchte).
Tabelle 6. Abiotische Gewässerparameter am Forellenstandort 1 .
Tabelle 7. Abiotische Gewässerparameter am Forellenstandort 2.
Tabelle 8. Abiotische Gewässerparameter am Karpfenstandort 1.
Tabelle 9. Abiotische Gewässerparameter am Karpfenstandort 2.
Tabelle 10. Korrelationen von abiotischen Gewässerparameter an vier Standorten.
Tabelle 11. Quecksilber- und Selengehalte im Schweb ($\mu\text{g/kg FG}$) an vier Standorten.
Tabelle 12. Quecksilber- und Selengehalte im Feinsediment ($<50 \mu\text{m}$) an drei Standorten.
Tabelle 13. Planktonspezies und Planktondichten (N/2000 mL) an zwei Karpfenstandorten.
Tabelle 14. Quecksilber- und Selengehalte in Benthos- und Nektonorganismen.
Tabelle 15. Quecksilber- und Selengehalte in Forellenfutter unterschiedlicher Typen und Chargen.
Tabelle 16. Quecksilber- und Selengehalte in Karpfenfutter.
Tabelle 17. Quecksilber- und Selengehalte ($\mu\text{g/kg FG}$) in Forellen (Standort 1)
Tabelle 18. Korrelationen von Quecksilber- und Selengehalten ($\mu\text{g/kg FG}$) in Forellen (Standort 1).
Tabelle 19. Quecksilber- und Selengehalte ($\mu\text{g/kg FG}$) in Forellen (Standort 2).
Tabelle 20. Korrelationen von Quecksilber- und Selengehalten ($\mu\text{g/kg FG}$) in Forellen (Standort 2).
Tabelle 21. Quecksilber- und Selengehalte ($\mu\text{g/kg FG}$) in Forellen von beiden Standorten differenziert nach Alter und Jahreszeit.
Tabelle 22. Quecksilber- und Selengehalte ($\mu\text{g/kg FG}$) in Karpfen (Standort 1).
Tabelle 23. Korrelationen von Quecksilber- und Selengehalten ($\mu\text{g/kg FG}$) in Karpfen (Standort 1)
Tabelle 24. Quecksilber- und Selengehalte ($\mu\text{g/kg FG}$) in Karpfen (Standort 2).
Tabelle 25. Korrelationen von Quecksilber- und Selengehalten ($\mu\text{g/kg FG}$) in Karpfen (Standort 2).
Tabelle 26. Quecksilber- und Selengehalte in Karpfen unterschiedlichen Alters.
Tabelle 27. Quecksilber- und Selengehalte ($\mu\text{g/kg FG}$) in Forellen (Wildfänge und Marktproben).
Tabelle 28. Quecksilber- und Selengehalte ($\mu\text{g/kg FG}$) in Karpfen (Wildfänge und Marktproben).
Tabelle 29. Korrelationen von Metallgehalten ($\mu\text{g/kg FG}$) in Karpfen (beide Standorte) mit Sediment, Schweb, Zooplankton, Benthos und Nekton.
Tabelle 30. Quecksilber- und Selengehalte in Wildfängen aus österreichischen Gewässern.
Tabelle 31. Altersstruktur der untersuchten Zuchtfische.

Mag. Gunnar Graber
Siebensterngasse 42-44
1070 Wien
gunnar.graber@meduniwien.ac.at

LEBENS LAUF

- 18.5.1972 Geburt in St. Pölten als Sohn von Anneliese Graber und Michael Petz
- 1978-1982 Besuch der Volksschule in Stein an der Donau
- 1982-1986 Besuch des Bundesrealgymnasiums in Krems an der Donau
- 1986-1991 Besuch des Bundesoberstufenrealgymnasiums in Krems an der Donau
- 11.6.1991 Matura
- 1991-2003 Studium an der Veterinärmedizinischen Universität Wien
- 1994-2002 Mitarbeit in der Tierklinik Lerchenfeld (Patientenbetreuung, Labor, Röntgen, OP-Assistenz, Verkauf von Futtermitteln und Medikamenten)
- 2003-2006 Studium der Biologie mit Abschluss (Mag.rer.nat.) 05/06
- 2006 Beginn der Dissertation